

Untersuchungen zur Eignung von Moosen als Bioindikatoren atmosphärischer Stickstoffeinträge

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

Andreas Solga

aus

Trier

Bonn 2003

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. Jan-Peter Frahm
2. Referent: Prof. Dr. W. Barthlott

Tag der Promotion:

Meinen Eltern Agnes und Günther Solga

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
1.1 Stickstoff: Pflanzennährstoff vs. Umweltschadstoff	2
1.2 Biomonitoring mit Moosen	3
1.3 Bisherige Untersuchungen zum Einfluss atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Moose	4
1.4 Zielsetzung der Arbeit	9
2 Material und Methoden – Allgemeiner Überblick	12
2.1 Untersuchungsgebiete	12
2.2 Depositionsdaten	12
2.3 Probenahme, Materialverarbeitung und Analysen	13
2.4 Statistische Auswertungen	14
3 Düngungsexperiment im Klimaschrank	16
3.1 Einleitung	16
3.2 Material und Methoden	16
3.2.1 Versuchsaufbau	16
3.2.2 Düngebehandlung	17
3.2.3 Zuwachsmessungen und Beprobung	18
3.2.4 Statistische Auswertung	18
3.3 Ergebnisse	19
3.3.1 Stickstoffgehalt	20
3.3.2 Sprosslänge	22
3.3.3 Astlänge	24
3.3.4 Astzahl	26
3.4 Diskussion	28
4 Experimentelle Ermittlung geeigneter Monitorarten	31
4.1 Einleitung	31
4.2 Material und Methoden	31
4.2.1 Kriterien zur Auswahl der Arten	31
4.2.2 Lage und Charakterisierung der Probeflächen	32
4.2.3 Behandlung der Probeflächen	33
4.2.4 Probenahme und Materialaufbereitung	33
4.2.5 Statistische Auswertung	34
4.3 Ergebnisse	34
4.3.1 Moos-Stickstoffgehalte in den Düngeflächen	34
4.3.2 Kontrollflächen	39
4.4 Diskussion	40
4.4.1 Moos-Stickstoffgehalte in den Düngeflächen	40
4.4.2 Kontrollflächen	44
4.5 Folgerungen	44

5 Standardisierte Transplantation.....	46
5.1 Einleitung	46
5.2 Material und Methoden	47
5.2.1 Untersuchungsgebiete	47
5.2.2 Versuchsaufbau	48
5.2.3 Beobachtung des Mikroklimas.....	51
5.2.4 Probenahme und Materialaufbereitung	51
5.2.5 Statistische Auswertung	52
5.3 Ergebnisse	52
5.3.1 Mikroklima.....	52
5.3.2 Stickstoffgehalte.....	53
5.3.3 Natürliches N-Isotopenverhältnis ($\delta^{15}\text{N}$).....	56
5.4 Diskussion	58
5.4.1 Mikroklima.....	58
5.4.2 Stickstoffgehalte.....	58
5.4.3 Natürliches N-Isotopenverhältnis ($\delta^{15}\text{N}$).....	60
5.5 Folgerungen.....	62
 6 Untersuchung zur historischen Veränderung der Deposition	 64
6.1 Einleitung	64
6.2 Material und Methoden	64
6.2.1 Herbarmaterial und Probenahmegebiete	64
6.2.2 Probenahme und Materialaufbereitung	65
6.2.3 Statistische Auswertung	65
6.3 Ergebnisse	66
6.3.1 Veränderung des Stickstoffgehalts und des $\delta^{15}\text{N}$	66
6.3.2 Zusammenhang zwischen Meereshöhe und Stickstoffgehalt bzw. $\delta^{15}\text{N}$	70
6.3.3 Korrelationen zwischen <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i>	72
6.4 Diskussion	74
6.4.1 Veränderung des Stickstoffgehalts und des $\delta^{15}\text{N}$	74
6.4.2 Zusammenhang zwischen Meereshöhe und Stickstoffgehalt bzw. $\delta^{15}\text{N}$	79
6.4.3 Korrelationen zwischen <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i>	80
 7 Betrachtung regionaler Depositionsunterschiede	 82
7.1 Einleitung	82
7.2 Material und Methoden	83
7.2.1 Probenahmegebiete und Depositionsraten	83
7.2.2 Probenahme, Materialaufbereitung und Wachstumsuntersuchungen	86
7.2.3 Statistische Auswertung	87
7.3 Ergebnisse	88
7.3.1 Evaluierung der Stickstoffverteilung und des $\delta^{15}\text{N}$	88
7.3.2 Deposition und Stickstoffgehalte	91
7.3.3 Deposition und $\delta^{15}\text{N}$	95
7.3.4 Deposition und Wachstum	98

7.4 Diskussion	101
7.4.1 Evaluierung der Stickstoffverteilung und des $\delta^{15}\text{N}$	101
7.4.2 Deposition und Stickstoffgehalte	103
7.4.3 Deposition und $\delta^{15}\text{N}$	105
7.4.4 Deposition und Wachstum	107
7.5 Folgerungen.....	109
8 Experimentelle Untersuchungen zur Konkurrenz.....	111
8.1 Einleitung	111
8.2 Material und Methoden	111
8.2.1 Untersuchungsgebiete	111
8.2.2 Anlage und Behandlung der Flächen	112
8.2.3 Frequenzbestimmung, visuelle Begutachtung und Ergebnisdarstellung.....	112
8.3 Ergebnisse	113
8.3.1 Iversheim.....	114
8.3.2 Kakushöhle.....	117
8.3.3 Kreuzberg.....	120
8.3.4 Mayschoss	123
8.3.5 Großer Ölberg, Blockhalde	125
8.3.6 Großer Ölberg, Steinbruch	128
8.3.7 Perlenhardt	131
8.3.8 Wahner Heide.....	133
8.3.9 Zusammenfassende Betrachtung.....	135
8.4 Diskussion	136
8.5 Folgerungen.....	143
9 Schlussbetrachtung	145
10 Ausblick.....	147
11 Zusammenfassung.....	148
12 Danksagung.....	152
13 Literaturverzeichnis.....	154
14 Abbildungsverzeichnis.....	175
15 Tabellenverzeichnis	178

Anhang

1 Einleitung

Bemühungen zur Luftreinhaltung in Deutschland haben in den vergangenen beiden Jahrzehnten eine deutliche Reduktion schädlicher Schwefeldioxidimmissionen und eine Verringerung der Sulfatdeposition bewirkt, der pH-Wert des Niederschlags zeigt seit einigen Jahren wieder einen ansteigenden Trend. Aktuell kommt dem Schwefel als Umweltschadstoff nur noch eine vergleichsweise geringe Bedeutung zu. Eine solch positive Entwicklung ist für die reaktiven Stickstoffverbindungen, deren Einträge seit etwa 1990 auf hohem Niveau schwanken, nicht zu verzeichnen (UMWELTBUNDESAMT 2002a). Die Ursachen überhöhter atmosphärischer Stickstoffeinträge sowie deren vielfältige negative Auswirkungen sind mittlerweile zum größten Teil bekannt, das Wissen zu diesem Themenkomplex wurde bei entsprechenden Konferenzen zusammengetragen (z.B. VAN DER HOEK et al. 1998).

Da die reaktiven Stickstoffverbindungen heute zu einem gewissen Grad als Schadstoffe anzusehen sind (EICHLER & SCHULZ 1998), ist eine Beobachtung ihres Eintrags in Ökosysteme unbedingt erforderlich. Die exakte Bestimmung der N-Gesamtdeposition ist bedingt durch die unterschiedlichen Depositionsarten und die Vielfalt zu berücksichtigender Stickstoffspezies mit großem messtechnischen Aufwand verbunden, weshalb sie zumeist nur über kurze Zeiträume in speziellen Messprogrammen erfolgt (z.B. DÄMMGEN et al. 1992). Die Abschätzung der N-Deposition mittels ständig offener Sammler („bulk-sampler“) ist dagegen wesentlich einfacher, findet bezogen auf die Gesamtfläche der Bundesrepublik dennoch nur an verhältnismäßig wenigen Lokalitäten statt (s. GEHRMANN et al. 2001, UMWELTBUNDESAMT 2002b). Es stellt sich deshalb die Frage, ob geeignete Bioindikationsverfahren, die technische Messungen zwar nicht ersetzen aber doch sinnvoll ergänzen können (ARNDT et al. 1987), möglicherweise eine bessere räumliche Auflösung von Belastungsgebieten erlauben. Die vorliegende Arbeit soll daher einen Beitrag zur Behebung von Wissensdefiziten hinsichtlich der Eignung von Moosen als Indikatoren atmosphärischer Stickstoffeinträge leisten.

1.1 Stickstoff: Pflanzennährstoff vs. Umweltschadstoff

Bei der Beurteilung des Stickstoffs als Schadstoff darf nicht außer Acht gelassen werden, dass er zunächst ein essenzieller Nährstoff für Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen und auch den Menschen ist (ERISMAN et al. 1998). In Bezug auf Pflanzen gilt er als Makronährstoff und steht unter den Bioelementen mengenmäßig an vierter Stelle (LARCHER 1984). Zu einem Belastungsfaktor ist der Stickstoff erst als Folge massiver Beeinträchtigung des Stickstoffkreislaufs durch den Menschen geworden (MOHR & LEHN 1994, VITOUSEK et al. 1997, GALLOWAY 1998, GALLOWAY & COWLING 2002). Diese begann im Zuge der Industrialisierung und hat in den vergangenen Jahrzehnten an Intensität immer weiter zugenommen. Als Ursachen für die Störung des Stickstoffkreislaufs sind vor allem die anthropogene N-Fixierung, d.h. die Überführung des Stickstoffs aus seiner unreaktiven Form in reaktive Verbindungen, sowie die N-Mobilisierung durch anthropogene Verbrennungsprozesse zu nennen (GALLOWAY et al. 1995). Die Störung spiegelt sich heute in gegenüber dem 19. Jahrhundert stark erhöhten Depositionsraten von Stickstoff in oxidierten wie in reduzierten Verbindungen wider (vgl. ASMAN et al. 1988, SKEFFINGTON & WILSON 1988). Aktuell dürfte die durchschnittliche N-Gesamtdeposition in Deutschland, unter Annahme nur geringer Veränderungen seit Beginn der 1990er Jahre (s. o.), etwa $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ betragen (KÖBLE et al. 1999). Dadurch ist der Stickstoff heute in vielen Ökosystemen nicht mehr als limitierender Faktor anzusehen, negative Auswirkungen der Überversorgung ergeben sich insbesondere für an Stickstoffarmut angepasste Organismengemeinschaften. Die so genannten „critical loads“ für eutrophierenden Stickstoff, Grenzwerte für den N-Eintrag unterhalb derer keine Veränderungen der Struktur und Funktion von Ökosystemen nach aktuellem Kenntnisstand zu erwarten sind (GRENNFELT & THÖRNELÖF in KUYLENSTIERNA et al. 1998), werden in Deutschland heute auf über 90% der Fläche empfindlicher Ökosysteme überschritten (UMWELTBUNDESAMT 2002a).

Die Folgen exzessiven Stickstoffeintrags sind so komplex wie die Chemie des Stickstoffs selbst, GALLOWAY (1998) spricht in diesem Zusammenhang von „unzähligen Effekten“. Da die vielfältigen Auswirkungen hoher N-Deposition nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit sind und zu dieser Thematik bereits zahlreiche zusammenfassende Darstellungen existieren, sei an dieser Stelle auf die entsprechende Literatur verwiesen (SKEFFINGTON & WILSON 1988, VAN BREEMEN & VAN DIJK 1988, WOODIN & FARMER 1993, JEFFERIES & MARON 1997, VITOUSEK et al. 1997, COWLING et al. 1998, LEE 1998, GALLOWAY & COWLING 2002).

1.2 Biomonitoring mit Moosen

Die spezielle Eignung von Moosen als Bioindikatoren beruht auf ihrem vergleichsweise einfachen Bau und ihrer Form der Wasser- und Nährstoffaufnahme. Der Gametophyt besitzt weder Wurzeln noch Spaltöffnungen, besonders ektohydrischen Arten fehlt eine gut ausgebildete Kutikula, weshalb die Aufnahme von Wasser und darin gelösten Stoffen über die gesamte Oberfläche erfolgen kann (BROWN 1984, FRAHM 1998, BATES 2000). Dies bedeutet gleichzeitig, dass Moose einer Beeinflussung durch Schadstoffe bzw. durch Nährstoffe in schädlich hohen Konzentrationen weitgehend schutzlos ausgesetzt sind, was man sich letztlich bei der Bioindikation zu Nutze macht (ARNDT et al. 1987). Weitere Eigenschaften von Moosen, die zu einer effizienten Stoffaufnahme beitragen, sind allgemein hohe Blattflächenindices (SIMON 1987, PROCTOR 2000), große Oberflächen zu Volumen-Verhältnisse (BROWN 1982) sowie hohe Kationenaustauschkapazitäten (CLYMO 1963). Außerdem besitzen viele Arten aufgrund ihrer Morphologie ein großes Partikel-Fangvermögen (BROWN 1982, BROWN 1984).

Moose haben in der Vergangenheit sowohl als Akkumulations- wie auch als Reaktionsindikatoren Verwendung gefunden, neben passivem ist mit ihnen auch aktives Monitoring durchgeführt worden. Da bereits mehrere Übersichten über die vielfältigen Einsatzgebiete und methodischen Ansätze existieren (WINKLER 1977, MUHLE 1984, FRAHM 1998, ZECHMEISTER et al. 2003a), soll an dieser Stelle nur auf einige wesentliche Punkte eingegangen werden. Zu den bekanntesten Beispielen zählt das passive Monitoring von Luftverschmutzungen, hierbei insbesondere der SO₂-Belastung der Luft (GILBERT 1968, GILBERT 1970, LEBLANC & DE SLOOVER 1970). Bis heute am stärksten etabliert hat sich das Akkumulationsmonitoring luftgetragener Schwermetalle, das in den späten 1960er Jahren begann und mittlerweile in zahlreichen europäischen Ländern in regelmäßigen Zeitabständen stattfindet (RÜHLING 2002). Als weitere Anwendungsgebiete sind Akkumulationsuntersuchungen zum Eintrag organischer Schadstoffe (THOMAS et al. 1984, WEGENER et al. 1992, VISKARI et al. 1997) sowie Radionuklide (SVENSSON & LIDÉN 1965, MATTSSON & LIDÉN 1975, HUBER 1998) zu nennen. Im aquatischen Bereich wurden Moose als Akkumulations- und Reaktionsindikatoren zur Beurteilung der Schadstoffbelastung und dem Grad der Gewässerversauerung eingesetzt (FRAHM 1975, ARTS 1990, TREMP 1992). Neuere Untersuchungen befassen sich mit Moosen als Indikatoren für Klimafluktuationen (FRAHM & KLAUS 2001), daneben findet die „Bryodiversität“ bei der Analyse kulturlandschaftlicher Veränderungen heute besondere Berücksichtigung (ZECHMEISTER et al. 2003b, ZECHMEISTER et al. 2003c).

1.3 Bisherige Untersuchungen zum Einfluss atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Moose

Der Einfluss atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Moose wurde bereits in zahlreichen Untersuchungen und Experimenten überprüft. Die nachfolgende Übersicht zum Stand der Forschung ist nach verschiedenen Untersuchungsansätzen gegliedert. In manchen der zitierten Arbeiten wurden auch mehrere Verfahrensweisen miteinander kombiniert. Auf die wichtigsten Erkenntnisse wird am Ende des jeweiligen Abschnitts eingegangen.

Wachstumsuntersuchungen

Bei Untersuchungen, im Rahmen derer Längenzuwächse, Biomasseproduktion, Sprossdichten oder Deckungen einzelner Arten betrachtet wurden, ist eine Unterscheidung möglich zwischen solchen, die unter natürlichen Depositionsverhältnissen durchgeführt wurden und solchen, bei denen experimentelle Veränderungen der N-Deposition stattgefunden haben. Letztere, welche die große Mehrzahl bilden, können weiter unterteilt werden in Düngungsexperimente im Freiland und Versuche unter Labor- oder Gewächshausbedingungen.

Das Wachstum von *Dicranum majus* in Gebieten mit variierenden N-Depositionsraten untersuchte BAKKEN (1994). VITT et al. (2003) überprüften die Auswirkungen langfristig hoher N-Deposition auf die Biomasseproduktion von *Sphagnum fuscum*. PRESS et al. (1986) transplantierten *Sphagnum cuspidatum* aus einem gering belasteten Gebiet in eine Region mit hoher N-Deposition und betrachteten Veränderungen des Sprosslängenzuwachses.

Düngungsexperimente im Freiland zwecks Ermittlung der Auswirkungen erhöhter N-Deposition auf den Längenzuwachs wurden sowohl mit Torfmoosen (AERTS et al. 1992, GUNNARSSON & RYDIN 2000, NORDIN & GUNNARSSON 2000) als auch mit Vertretern anderer Laubmoosgruppen (BATES 1987, POTTER et al. 1995) durchgeführt. Den Einfluss simulierter N-Deposition auf die Biomasseproduktion insbesondere von *Sphagnum*-Arten untersuchten SKRE & OECHEL (1979), AERTS et al. (1992) sowie GUNNARSSON & RYDIN (2000). In Freilandexperimente zur Veränderung von Sprossdichten und Deckungen durch erhöhten N-Eintrag wurden zumeist Laubmoose im engeren Sinne einbezogen (JÓNSDÓTTIR et al. 1995, POTTER et al. 1995, CARROLL et al. 2000).

Versuche zu Sprosslängenzuwächsen unter Labor- oder Gewächshausbedingungen bei abgestufter N-Zufuhr erfolgten mit Torfmoosen (PRESS et al. 1986, RUDOLPH & VOIGT 1986,

BAXTER et al. 1992, JAUHIAINEN et al. 1994, VAN DER HEIJDEN et al. 2000, LIMPENS & BERENDSE 2003) wie auch mit anderen Laubmoosen (LONGTON & GREENE 1979, BAKKEN 1995a, JONES et al. 2002). Untersuchungen unter standardisierten Bedingungen zum Einfluss simulierter N-Deposition auf die Produktion von Biomasse fanden ebenfalls sowohl mit *Sphagnum*-Arten (SIMOLA 1975, JAUHIAINEN et al. 1994, VAN DER HEIJDEN et al. 2000) als auch mit Vertretern anderer Laubmoosgruppen statt (VAN TOOREN et al. 1990b, BATES 1994, BAKKEN 1995a, BATES 1997).

Zwar sind die Ergebnisse der zitierten Arbeiten relativ heterogen, was unter anderem auf Unterschiede in den Versuchsplänen sowie spezifische Reaktionen verwendeter Arten zurückzuführen sein dürfte, dennoch können einige allgemeine Aussagen zum Zusammenhang zwischen natürlicher oder simulierter N-Deposition und dem Mooswachstum getroffen werden. Niedrige Depositionsraten bedingten zumeist Wuchsstimulationen, wohingegen sehr hohe N-Einträge (z.B. 80-100 kg N ha⁻¹ a⁻¹) Wuchsreduktionen, Abnahmen der Biomasseproduktion sowie Verringerungen von Sprossdichten und Deckungen zur Folge hatten. Darüber hinaus kommt unter Freilandbedingungen der Hintergrunddeposition offenbar eine wichtige Bedeutung zu. Während bei Düngungsversuchen in gering belasteten Gebieten eher Wachstumsförderungen durch zusätzliche N-Zufuhr beobachtet wurden, hatte die Düngung in Regionen mit bereits sehr hoher Hintergrunddeposition durch Luftverschmutzung meist negative Auswirkungen auf das Mooswachstum.

Enzymaktivität

In Arbeiten zur Enzymaktivität wurde die Induzierbarkeit der Nitratreduktase betrachtet. Auch hier kann zwischen Untersuchungen unter natürlichen Depositionsbedingungen und Experimenten mit künstlich variiertem N-Deposition, die entweder im Freiland oder standardisiert im Labor stattfanden, unterschieden werden.

Der Zusammenhang zwischen der Nitratreduktaseaktivität und natürlichen N-Einträgen wurde sowohl *in situ* (WOODIN et al. 1985, LEE et al. 1998) als auch nach Transplantation von Moospflanzen aus unbelasteten in belastete Gebiete (PRESS & LEE 1982, LEE et al. 1987) überprüft. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei auf verschiedenen Torfmoosarten.

Düngungsexperimente zur Induzierbarkeit der Nitratreduktase im Freiland erfolgten mit *Sphagnum*-Arten (WOODIN et al. 1985, WOODIN & LEE 1987) wie auch mit Vertretern anderer Laubmoosgruppen (MORECROFT et al. 1994, SOARES & PEARSON 1997).

Bei den Laborversuchen ist eine Trennung zwischen Besprühungsexperimenten (PRESS & LEE 1982, RUDOLPH & VOIGT 1986, DEISING 1987, WOODIN & LEE 1987) und Begasungstests (MORGAN et al. 1992) möglich. Erstere, welche wiederum vorwiegend mit Torfmoosen durchgeführt wurden, bilden dabei die Mehrzahl.

Aus den Ergebnissen der zitierten Arbeiten geht hervor, dass die Nitratreduktase bei Zufuhr von Nitrat, ob durch natürliche Niederschlagsereignisse oder simuliert, sehr rasch induziert wird. Hohe Nitratreinträge sowie die wiederholte Zufuhr in kurzen Zeitabständen führten dagegen zu einer Hemmung der Induzierbarkeit. Weiterhin bedingte die Anwesenheit von Ammonium eine Unterdrückung der Enzymaktivität. Diese negative Rückkopplung wird allgemein als Schutz vor Entstehung toxischer NH_4 -Konzentrationen in den Zellen gesehen.

Gehaltsanalysen

Gehaltsanalysen, im Rahmen derer N-Gewebekonzentrationen, Aminosäurekonzentrationen, Chlorophyllgehalte und natürliche N-Isotopenverhältnisse Berücksichtigung fanden, können wiederum unterteilt werden in Untersuchungen, bei denen die Auswirkungen natürlicher N-Einträge im Vordergrund standen und Experimente, bei denen eine Simulation der N-Deposition erfolgte. Letztere wurden sowohl im Freiland als auch unter Labor- bzw. Gewächshausbedingungen durchgeführt.

Stickstoff-Gewebekonzentrationen in Gebieten mit variierenden N-Depositionsraten wurden bereits in einer Vielzahl von Untersuchungen an Torfmoosen (MALMER 1988, AERTS et al. 1992, GUNNARSSON & RYDIN 2000) wie auch an anderen Laubmoosen (FARMER et al. 1991, BADDELEY et al. 1994, BAKKEN 1994, PITCAIRN et al. 1995, MOHR 1999, HICKS et al. 2000) betrachtet. Den Einfluss extremer Punktquellen überprüften PITCAIRN et al. (1998) sowie PITCAIRN et al. (2002). Es erfolgten weiterhin Transplantationen zwischen unterschiedlich stark belasteten Gebieten mit nachfolgender Analyse von N-Gehaltsveränderungen (FERGUSON et al. 1984, PRESS et al. 1986, BAKKEN 1995b). Durch Vergleiche zwischen altem Herbarmaterial und aktuellen Aufsammlungen wurden historische Veränderungen der N-Deposition eruiert (MALMER 1990, BADDELEY et al. 1994, PITCAIRN et al. 1995, WOOLGROVE & WOODIN 1996). Auswirkungen unterschiedlich hoher N-Einträge auf den Chlorophyllgehalt von Moosen untersuchten BAKKEN (1994) sowie BAXTER et al. (1992). Den Zusammenhang zwischen hauptsächlich deponierter N-Spezies und der Variation des natürlichen N-Isotopenverhältnisses prüften PEARSON et al. (2000) sowie GERDOL et al. (2002).

Zu Veränderungen von Moos-Stickstoffgehalten durch simulierte N-Deposition im Freiland liegen ebenfalls zahlreiche Untersuchungen vor (BATES 1987, AERTS et al. 1992, BADDELEY et al. 1994, JÓNSDÓTTIR et al. 1995, SOARES & PEARSON 1997, NORDIN et al. 1998, CARROLL et al. 2000). Den Einfluss von Stickstoffdüngung auf die Aminosäurekonzentration betrachten NORDIN et al. (1998) sowie NORDIN & GUNNARSSON (2000). Im Freiland fanden weiterhin mehrere Düngungsexperimente mit markiertem Stickstoff (^{15}N) statt (WEBER & VAN CLEVE 1981, JÓNSDÓTTIR et al. 1995, LI & VITT 1997, SOARES & PEARSON 1997, ECKSTEIN & KARLSSON 1999, ALDOUS 2002a, ALDOUS 2002b).

Bei Versuchen im Labor oder Gewächshaus wurden sowohl Änderungen von N-Gewebekonzentrationen nach Applikation stickstoffhaltiger Lösungen beobachtet (BATES 1994, BAKKEN 1995a, BATES 1997, VAN DER HEIJDEN et al. 2000, LIMPENS & BERENDSE 2003) als auch Auswirkungen der Düngung auf die Aminosäurekonzentration (Karsisto et al. in BAXTER et al. 1992, JAUHAINEN et al. 1998, LIMPENS & BERENDSE 2003) oder den Chlorophyllgehalt (RUDOLPH & VOIGT 1986, ROCHEFORT & VITT 1988).

Die Ergebnisse der genannten Arbeiten sind ähnlich vielfältig wie bei den bereits dargelegten Wachstumsuntersuchungen, wobei auch hier einige generalisierte Aussagen gemacht werden können. N-Depositionsunterschiede, ob natürlich oder experimentell herbeigeführt, spiegelten sich zumeist in Stickstoffgehalten, Aminosäurekonzentrationen oder Chlorophyllgehalten wider. In mehreren Untersuchungen wurden positive Beziehungen zwischen der Höhe des N-Eintrags und bei den Moosen gemessenen Konzentrationen von Stickstoff, Aminosäuren oder Chlorophyll festgestellt. Vergleiche zwischen älterem Herbarmaterial und aktuellen Aufsammlungen deuten darauf hin, dass der historische Anstieg der N-Deposition Ausdruck in erhöhten N-Gehalten von Moosen findet. Insbesondere durch Experimente mit markiertem Stickstoff wurde eine bevorzugte N-Aufnahme bei Moosen in NH_4^+ -Form nachgewiesen. Ebenfalls mit markiertem Stickstoff konnten Translokationen von N-Verbindungen in Moossprossen gezeigt werden.

Reaktionen auf Stickstoffimmissionen

Im überwiegenden Teil der bisher zitierten Arbeiten, insbesondere bei Experimenten mit simuliertem N-Eintrag, stand die nasse Deposition von NH_4^+ und NO_3^- im Vordergrund. Die Gase NO , NO_2 und NH_3 als Teil der trockenen Deposition waren meist nur hinsichtlich ihres Beitrags zur Gesamtdeposition von Interesse. Untersuchungen zu direkten Auswirkungen von

Stickoxiden und Ammoniak auf Moose existieren nur wenige, was vor allem auf experimentelle Schwierigkeiten zurückzuführen ist (FARMER et al. 1992, LEE et al. 1998, BATES 2000). Nachfolgend findet eine Unterscheidung zwischen NO_x - und NH_3 -Begasungsversuchen statt. BELL et al. (1992) untersuchten das Wachstum von *Polytrichum formosum* bei Begasung mit NO_2 in realistischer Konzentration. MORGAN et al. (1992) begasten mehrere pleurokarpe Laubmoose in einem Teilversuch mit NO , in einem anderen mit NO_2 . Dabei betrachteten sie Veränderungen der Nitratreduktaseaktivität (s. o.).

GREVEN (1992) führte Begasungsexperimente mit NH_3 an typischen Heidemoosen durch und überprüfte sowohl direkte Schädigungen (Chlorosen, Nekrosen) als auch Auswirkungen auf das Wachstum. VAN DER EERDEN et al. (1991) begasten ebenfalls mehrere heidetypische Arten und ermittelten Konzentrationsschwellenwerte, oberhalb derer Schädigungen an den Pflanzen zu beobachten waren.

Die Ergebnisse der zitierten Arbeiten deuten darauf hin, dass hohe NO_2 - und noch stärker hohe NO -Immissionen das Wachstum von Moosen unterdrücken. Von Ammoniak dürften unmittelbar schädigende Effekte erst bei unnatürlich hohen Konzentrationen ausgehen, bei realistischen Konzentrationen kommt dem NH_3 als Teil der N-Gesamtdeposition vermutlich eher eine düngende Wirkung zu (vgl. LEE et al. 1998).

Moosvegetation

Spezielle Arbeiten zu Auswirkungen atmosphärischer N-Einträge auf Moosgesellschaften existieren bislang nicht (BROWN 1992, FRAHM 1998, LEE et al. 1998). Dagegen haben zahlreiche Untersuchungen an Phanerogamengesellschaften stattgefunden, im Rahmen derer die Moosschicht in die Betrachtung mit einbezogen wurde. Häufig fanden dabei nur wenige Arten Berücksichtigung, zudem wurden für die Erhebung quantitativer Daten zu Arten bzw. deren Bestandsveränderungen oft grobe Schätzverfahren angewendet.

Der Wandel von Moosbeständen unter natürlichen Depositionsbedingungen und über größere Zeiträume wurde in nur wenigen Untersuchungen beobachtet (DURING & WILLEMS 1986, RODENKIRCHEN 1992, BERG & VERHOEF 1998). Dabei konnte meist nur vermutet werden, dass Bestandsveränderungen in Zusammenhang mit gestiegenen N-Einträgen standen.

Experimente mit simulierter N-Deposition und teils mehrjährigen Laufzeiten wurden auf Kalkmagerrasen (VAN TOOREN et al. 1990a), Grünlandflächen (MICKIEWICZ 1976, INGERPUU et al. 1998, VIRTANEN et al. 2000), in Mooren (BERGAMINI & PAULI 2001) und in

Zwergstrauchheiden (FERREIRA & WORMELL 1971, PERSSON 1981) durchgeführt. Der weitaus größte Teil von Untersuchungen mit künstlich erhöhtem N-Eintrag fand in Waldökosystemen, insbesondere in Kiefernwäldern, statt (DIRKSE & VAN DOBBEN 1989, KELLNER & MÄRSHAGEN 1991, DIRKSE & MARTAKIS 1992, KELLNER 1993, PRESCOTT et al. 1995, HALLBÄCKEN & ZHANG 1998, VAN DOBBEN et al. 1999).

Generalisierte Aussagen hinsichtlich der Folgen erhöhter N-Deposition für Moosbestände können nach den Ergebnissen der zitierten Arbeiten kaum getroffen werden. Vor allem bei den Walddüngungsexperimenten, bei denen meist andere Fragestellungen als die Veränderung der Moosschicht im Vordergrund standen, wurde Stickstoff in teils extremen Mengen zugeführt. Außerdem herrschte in den Untersuchungsflächen oft sehr starke Konkurrenz durch höhere Pflanzen, welche unmittelbare Effekte der Düngung auf die Moosbestände überlagerte. Die Ergebnisse erlauben jedoch die Vermutung, dass bei langfristig erhöhten N-Einträgen Arten mit guter Anpassung an nährstoffarme Habitate, wie beispielsweise *Pleurozium schreberi* und *Hylocomium splendens*, benachteiligt werden, nährstoffliebende „litter species“ (*Brachythecium spec.*, *Plagiothecium spec.*) hingegen von der Eutrophierung profitieren und sich ausbreiten.

1.4 Zielsetzung der Arbeit

In diesem Unterkapitel werden zunächst einige Wissensdefizite zur Thematik atmosphärische Stickstoffeinträge und Moose aufgezeigt, im Anschluss erfolgt die Formulierung konkreter Fragen, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit geklärt werden sollten. Die Beantwortung der Fragen findet in der Schlussbetrachtung statt.

Da bei Untersuchungen zu Stickstoffgehalten von Moosen in anderen Ländern oft Arten betrachtet wurden, die in Deutschland selten und teilweise nur an Sonderstandorten anzutreffen sind, besteht zunächst Klärungsbedarf, welche der hier häufigeren und verbreitet vorkommenden Arten ein klares N-Akkumulationsverhalten bei erhöhter atmosphärischer Stickstoffzufuhr zeigen. Des Weiteren wurde bei Experimenten mit simulierter Deposition teilweise mit unrealistisch hohen N-Einträgen gearbeitet, weshalb die Ergebnisse einiger Untersuchungen kritisch zu hinterfragen sind. Wenige Erkenntnisse liegen bislang zu Schwankungen von Moos-N-Konzentrationen im Jahresverlauf vor, die jedoch bei einem potenziellen Monitoring unbedingt zu berücksichtigen wären. In Arbeiten zu Stickstoffgehalten von Moosen unter natürlichen Depositionsbedingungen wurden häufig Gebiete mit extrem differierenden

N-Einträgen verglichen. Es müsste deshalb geklärt werden, ob sich auch moderate Depositionsunterschiede mit Moosen nachweisen lassen. Da selbst bei pleurokarpen Filzbildnern nicht von einer völligen Substratunabhängigkeit und einer reinen Stoffaufnahme aus der Atmosphäre ausgegangen werden kann (BROWN & BATES 1990), wäre die Eignung einer standardisierten Ausbringungsmethode zu prüfen. Untersuchungen zu historischen Veränderungen der N-Deposition durch die Analyse von alten Herbarproben sind zwar in Großbritannien und in Skandinavien durchgeführt worden, in Mitteleuropa jedoch noch nicht. Es haben bereits mehrere Experimente mit markiertem Stickstoff (^{15}N) an Moosen stattgefunden, dem natürlichen N-Isotopenverhältnis bzw. dessen depositionsbedingter Änderung wurde hingegen bislang kaum Beachtung geschenkt. Dies verwundert vor allem deshalb, da das natürliche N-Isotopenverhältnis von Moosen, im Gegensatz zu dem höherer Pflanzen, nicht von zahlreichen Faktoren bestimmt wird, die bei der Nährstoffaufnahme über ein Wurzelsystem aus dem Boden zum Tragen kommen (vgl. NADELHOFFER et al. 1996). Besonders bei Moosarten mit starker Bindung an atmosphärische Nährstoffversorgung könnte die Betrachtung des N-Isotopenverhältnisses zur Beurteilung anthropogener Einflüsse auf die N-Deposition beitragen.

Ein ebenfalls großes Wissensdefizit besteht hinsichtlich der Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge auf Moosgesellschaften. FRAHM (1998) weist deshalb auf die Wichtigkeit quantitativer Erhebungen an Dauerprobeflächen hin.

Konkrete Fragen

1. Welche Art zeigt bei erhöhtem atmosphärischem Stickstoffeintrag das klarste Anreicherungsverhalten?
2. Hat die Form des deponierten Stickstoffs (NH_4^+ , NO_3^-) einen Einfluss auf den Stickstoffgehalt?
3. Wie stark schwanken Moos-Stickstoffgehalte innerhalb von Populationen?
4. Unterliegen Moos-Stickstoffgehalte jahreszeitlichen Schwankungen?
5. Eignet sich die standardisierte Ausbringung von Moosen zur Betrachtung atmosphärischer N-Einträge bzw. ist sie überhaupt möglich?

6. Erlaubt die Betrachtung des natürlichen N-Isotopenverhältnisses bzw. dessen Variation Aussagen zur vorwiegend deponierten N-Spezies? Können damit Verursacher erhöhter Stickstoffdeposition eingegrenzt werden?
7. Korrelieren die Stickstoffgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von Arten aus gleichen Gebieten miteinander?
8. Verändert sich der Stickstoffgehalt oder das natürliche N-Isotopenverhältnis mit dem Alter des Gewebes, d.h. muss bei vergleichenden Untersuchungen mit definierten Sprossabschnitten gearbeitet werden?
9. Können durch den Vergleich zwischen alten Herbarproben und aktuellen Aufsammlungen Aussagen zu historischen Veränderungen der Stickstoffdeposition getroffen werden?
10. Spiegeln sich regionale N-Depositionsunterschiede in Stickstoffgehalten bestimmter Moosarten wider?
11. Welche Auswirkungen haben erhöhte Stickstoffeinträge auf Moosgesellschaften natürlicherweise schwach stickstoffversorgter Standorte?

2 Material und Methoden – Allgemeiner Überblick

In diesem Kapitel werden allgemeine, bei den einzelnen Untersuchungsschritten immer wiederkehrende Verfahrensweisen und verwendete Materialien erläutert. Angaben zu speziellen Methoden finden sich zu Beginn der jeweiligen Kapitel.

Die Nomenklatur der Moose folgt KOPERSKI et al. (2000), die der Flechten SCHOLZ (2000). Für die Benennung der Farn- und Blütenpflanzen wurde auf WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998) zurückgegriffen. Sofern sich hinter einem Artnamen keine weiteren Angaben finden, ist stets die typische Unterart oder Varietät gemeint.

2.1 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen fanden schwerpunktmäßig auf nordrhein-westfälischem Gebiet statt, einige Untersuchungsgebiete und Probenahmestellen lagen in angrenzenden Bereichen von Rheinland-Pfalz sowie in Südniedersachsen. Detaillierte Angaben zu den Lokalitäten finden sich in den jeweiligen Kapiteln. Die Einmessung von Untersuchungsflächen erfolgte unter Verwendung eines GPS (Garmin, Serie eTrex, Typ Summit, Olathe/USA).

2.2 Depositionsdaten

Sämtliche in der vorliegenden Arbeit verwendeten Daten zur N-Deposition wurden von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen, nachfolgend als LÖBF bzw. LÖBF NRW abgekürzt, zur Verfügung gestellt. Es handelt sich dabei um Messwerte der Freiflächendeposition, die im Rahmen des so genannten „Ökologischen Umweltmonitoring für den Wald in Nordrhein-Westfalen“ erhoben worden sind. Bei der Betrachtung der Werte ist zu beachten, dass es sich nicht um Gesamtdositionen von NH_4^+ -N, NO_3^- -N bzw. der Summe dieser beiden Stickstoffspezies handelt, sondern um mit ständig offenen Bulk-Sammlern erfasste Bulk-Depositionen. Eine Beschreibung der in Nordrhein-Westfalen von der LÖBF eingesetzten Sammler (Typ „LÖLF-Sammler“) ist GEHRMANN et al. (2001) zu entnehmen.

Die Gesamtdeposition setzt sich aus der nassen Deposition (Einträge mit Regen oder Schnee), der trockenen Deposition (gasförmige und partikuläre Einträge) und der feuchten Deposition (Einträge mit Bindung an Wolken- oder Nebeltropfen sowie an Tau) zusammen (WINKLER 1985, KÖBLE & SPRANGER 1999). Mit Bulk-Sammlern wird die weitgehend rezeptorunabhängige nasse Deposition sowie ein unbekannter Teil der rezeptorabhängigen trockenen und feuchten Deposition erfasst (KÖBLE & SPRANGER 1999, GEHRMANN et al. 2001). Grundsätzlich können Moose wegen ihrer hohen Blattflächenindices (SIMON 1987, PROCTOR 2000) sowie ihrer großen Oberflächen zu Volumen-Verhältnisse (BROWN 1982) als effektive Rezeptoren für die „Auskämmung“ der trockenen und der feuchten Deposition gesehen werden. VAN TOOREN et al. (1990b) weisen jedoch darauf hin, dass Bodenmoose aufgrund ihrer meist geringen vertikalen Ausdehnung nicht nennenswert zur Rauigkeit der Vegetation beitragen und deshalb für sie die Deposition, die durch Bulk-Messung erfasst wird, die entscheidende Einflussgröße sein dürfte.

Die Deposition organischen Stickstoffs findet, da für diese keine durchgängigen Datenreihen zur Verfügung standen, bei den nachfolgenden vergleichenden Untersuchungen keine Berücksichtigung. Im bundesweiten Durchschnitt beträgt die N_{org} -Deposition auf Freiflächen ca. $1,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (GEHRMANN et al. 2001), womit sie am gesamten N-Eintrag einen vergleichsweise geringen Anteil hat.

Im Verlauf dieser Arbeit wird auf eine ständige Wiederholung des Hinweises, dass es sich bei den gezeigten und in die Berechnungen einbezogenen N-Depositionsdaten um Werte der Bulk-Messung handelt, verzichtet. Mit NH_4^+ -N- bzw. NO_3^- -N-Deposition ist stets der mit Bulk-Sammlern ermittelte Eintrag der jeweiligen Stickstoffspezies, angegeben in $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, gemeint. Als N-Deposition bzw. N_{ges} wird die Summe des N-Eintrags der beiden Stickstoffverbindungen bezeichnet.

2.3 Probenahme, Materialverarbeitung und Analysen

Die im Gelände entnommenen Moosproben wurden stets luftdicht in Polyethylenbeutel verpackt und insbesondere bei sommerlichen Probenahmen gekühlt transportiert. Die Lagerung im Labor vor der Weiterverarbeitung dauerte nie länger als 48 Stunden. Während dieser Zeit wurde das Material im Kühlschrank aufbewahrt, um Umsetzungsprozesse zu minimieren. In Hinblick auf eventuell notwendige Wiederholungen von Analysen wurden Materialreserven bei -18°C tiefgefroren.

Die Reinigung der Pflanzen von anhaftenden Schmutzpartikeln erfolgte ausschließlich mechanisch, auf eine Waschprozedur wurde, um mögliche Auswaschungsverluste zu vermeiden, verzichtet. Die Trocknung des Materials vor der Weiterverarbeitung bzw. Trockengewichtsbestimmung fand bei 70 °C über 48 Stunden im Trockenschrank (Köttermann, Typ 2711, Hänigsen/Deutschland) statt. Die Zerkleinerung und Homogenisierung der getrockneten Proben wurde mit einer Schwingmühle durchgeführt (Retsch, Typ MM 200, Haan/Deutschland). Das gemahlene Material wurde vor und zwischen den Analysen in geschlossenen Rollrandgläsern im Exsikkator aufbewahrt.

Die Messung des Gesamtstickstoffs erfolgte mittels Elementaranalysator (EuroVector, Typ EA 3000, Cascade Science, Gainesville/USA). Das N-Isotopenverhältnis wurde mit einem Massenspektrometer bestimmt (Europa Scientific, Typ 20-20, Crewe/UK). Für beide Verfahren waren nur sehr geringe Materialmengen von $5 \pm 0,5$ mg erforderlich.

Für die Berechnung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte fand folgende Formel Anwendung (vgl. MARIOTTI 1984):

$$\delta^{15}\text{N}\text{‰} = \frac{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{Probe}} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{Standard}}}{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{Standard}}} \times 1000$$

Als $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ Standard diente dabei der Luftstickstoff mit einem Wert von 0,3663 Atom% (z.B. DAWSON et al. 2002).

Längenmessungen an Sprossen und Seitenästen wurden mit einem digitalen Messschieber mit einer Genauigkeit von $\pm 0,5$ mm durchgeführt (Mitutoyo, Typ Absolute Digimatic Messbereich 0-200mm, Neuss/Deutschland). Biomassebestimmungen erfolgten mit einer Feinwaage (Mettler Toledo, Typ H 10 T, Greifensee/Schweiz), die Messgenauigkeit betrug $\pm 0,1$ mg.

2.4 Statistische Auswertungen

Der Auswahl geeigneter statistischer Verfahren kam in der vorliegenden Arbeit eine entscheidende Bedeutung zu, dies zum einen zur Bewältigung der teils umfangreichen Datenmengen, zum anderen in Hinblick auf die Verallgemeinerung gewonnener Erkenntnisse bzw. deren Übertragbarkeit auf Grundgesamtheiten. So wurden statistische Analysen sowohl mit explorativer als auch mit konfirmatorischer Zielsetzung durchgeführt (SACHS 1999).

Als Hauptinstrument bei der Prüfung von Hypothesen diene die Varianzanalyse, die als eine der fundamentalen Methoden zur Auswertung biologischer und dabei insbesondere experimentell ermittelter Daten anzusehen ist (SOKAL & ROHLF 1995). Die für die Durchführung der Varianzanalyse notwendigen Voraussetzungen der Normalverteilung und Varianzhomogenität (Homoskedastizität) wurden mittels Kolmogoroff-Smirnoff- bzw. Levene-Test überprüft. Verletzungen der Voraussetzungen wurden weitestgehend durch verschiedene Datentransformationen, insbesondere Winkeltransformationen, die an entsprechender Stelle genannt werden, vermieden. Als wichtigste, wiederholt vorgenommene Transformation sei hier die von SOKAL & ROHLF (1995) sowie SACHS (1999) für Prozentwerte empfohlene Arcussinus-Quadratwurzeltransformation erwähnt.

Prozentuale Anteile erklärter Varianz wurden stets aus den mittleren Quadratsummen berechnet (s. SOKAL & ROHLF 1995). Für multiple Mittelwertvergleiche wurde der Tukey-HSD-Test verwendet, der als ungeplanter Mittelwertvergleich zwar grundsätzlich nur für den balancierten Fall, d.h. gleiches n , geeignet ist (SOKAL & ROHLF 1995), bei einzelnen fehlenden Messwerten wegen der automatischen Bildung des harmonischen Mittels durch das Statistikprogramm dennoch angewendet werden kann.

Als weiteres Verfahren zur Analyse linearer, einseitiger Abhängigkeiten diene die lineare Regression, für die Betrachtung der Stärke von Zusammenhängen gleichwertiger Variablen wurde der Produktmoment-Korrelationskoeffizient nach Pearson berechnet.

Die Abstufung ermittelter Signifikanzniveaus sowie deren Benennung im Text fanden in folgender, allgemein üblicher Weise statt:

ns :	$p > 0,05$	„nicht signifikant“
* :	$0,05 \geq p > 0,01$	„signifikant“
** :	$0,01 \geq p > 0,001$	„hoch signifikant“
*** :	$p \leq 0,001$	„höchst signifikant“

Die statistischen Analysen wurden stets mit dem Programm SPSS 11.0 (SPSS Science, Chicago/USA) durchgeführt. Bei der grafischen Darstellung der Ergebnisse fand SigmaPlot 2001 (SPSS Science, Chicago/USA) Verwendung.

3 Düngungsexperiment im Klimaschrank

3.1 Einleitung

Als einleitende Untersuchung wurde zwischen Dezember 1999 und April 2000 ein viermonatiges Klimaschrankexperiment durchgeführt, im Rahmen dessen das Akkumulations- und Reaktionsverhalten einer ausgewählten Moosart bei Stickstoffzufuhr in unterschiedlichen Verbindungen und Konzentrationen unter kontrollierten Bedingungen betrachtet wurde. Als Versuchsart diente das hinsichtlich seiner Nährstoffansprüche als mesophytisch eingestufte pleurokarpe Laubmoos *Scleropodium purum* (DIERBEN 2001). Die Düngung erfolgte durch Besprühung der Pflanzen mit stickstoffhaltigen Nährlösungen. Neben den Auswirkungen der unterschiedlichen Behandlungen auf den Stickstoffgehalt waren Effekte auf das Mooswachstum von Interesse.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Versuchsaufbau

Das Pflanzenmaterial von *Scleropodium purum* wurde in der Eifel nördlich von Monschau auf einer Brachfläche in unmittelbarer Nähe zu der von der LÖBF seit Ende 1995 betriebenen Messstation „Rott“ gesammelt. Tabelle 3.1 zeigt die an der Station gemessenen Depositionssummen im Beprobungsjahr sowie im vierjährigen Mittel.

Tab. 3.1: Niederschlag und Bulk-Deposition an der Station Rott/Freiland, Messjahr 1999 sowie Mittelwerte aus 1996-1999 (Datenquelle: LÖBF NRW).

Messzeitraum	Niederschlag [mm a ⁻¹]	Bulk-Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
		NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{ges.}
1999	1110,9	6,03	4,64	10,67
1996-1999	1066,9	7,95	5,65	13,60

Die Kultivierung der Versuchspflanzen erfolgte in einem Klimaschrank mit seitlicher Beleuchtung (Eigenbau der Universität Bonn). Die photosynthetisch aktive Strahlung lag zwischen 50 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ PAR unmittelbar an der Lichtquelle und 20 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ PAR im

zentralen Bereich des Schrankes. Den unterschiedlichen Lichtverhältnissen wurde durch wöchentliche Rotation der Probengefäße Rechnung getragen. Die tägliche Beleuchtungsdauer betrug 12 Stunden. Für die Einstellung von Temperatur und Luftfeuchte fanden Klimadaten der zum Entnahmeort nächstliegenden Klimastation Roetgen Berücksichtigung (MÜLLER-WESTERMEIER 1996). Die Temperatur betrug danach ca. 12 °C während der Licht- und 5 °C während der Dunkelphase. Die relative Luftfeuchte wurde durch wassergefüllte Schalen auf durchschnittlich 70-80 % erhöht. Die Überwachung von Temperatur und relativer Luftfeuchte erfolgte mit einem Data-Logger (Gemini Data Loggers, Typ Tinytag Plus TGP-1500, Chichester/UK) in Messintervallen von 15 Minuten.

Jede Versuchsparallele umfasste 20 Sprosse von *Scleropodium purum*, die zu Beginn des Experiments etwa 2 cm unter der Sprossspitze nach der „tag-Methode“ (RUSSELL 1984, RUSSELL 1988) markiert wurden. Jeweils fünf Sprosse einer Parallele dienten der Zuwachsmessung und blieben bis zum Ende des Experiments erhalten. Von den übrigen 15 Sprossen wurden für die monatliche Stickstoffgehaltsmessung jeweils fünf Sprossspitzen geerntet.

Die jeweils 20 Sprosse einer Versuchsparallele wurden in ein 500 ml-Glas mit Korbeinsatz gegeben, letzterer verhinderte den direkten Kontakt der Pflanzen zu überschüssigem Wasser am Boden des Gefäßes. Die Gläser blieben unverschlossen, um eine Unterdrückung der Transpiration der Pflanzen durch wasserdampfgesättigte Umgebungsluft zu vermeiden.

3.2.2 Düngebehandlung

Es wurde mit 12 Düngungsvarianten und einer Kontrolle in jeweils fünf Parallelen gearbeitet, woraus sich eine Gesamtzahl von 65 Probengläsern ergab. Der Stickstoff wurde in den Verbindungen Ammoniumsulfat, Kaliumnitrat und Ammoniumnitrat zugeführt, die reinen N-Konzentrationen der Nährlösungen betrugen dabei für jede Verbindung 33, 66, 132 und 264 $\mu\text{mol N}$, was einer Simulation der Depositionsmengen 5, 10, 20 und 40 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ entsprach. Die simulierten Depositionen lagen somit teils unter, teils über den Verhältnissen am Herkunftsort der Pflanzen. Als Medium diente demineralisiertes Wasser, dem zur Deckung des Grundnährstoffbedarfs eine modifizierte Knop's Lösung in der Verdünnung 1:500 zugegeben war (s. Anhang A). Der bereits in der Knopschen Lösung enthaltene Stickstoff wurde bei der Berechnung der Lösungskonzentrationen berücksichtigt.

Der pH-Wert sämtlicher Lösungen wurde in Anpassung an den in den vergangenen Jahren ständig zunehmenden pH-Wert des Niederschlags (UMWELTBUNDESAMT 2002a) auf pH 5

eingestellt und regelmäßig kontrolliert. Die Besprühung erfolgte im Abstand von zwei Tagen mit je 11,4 ml Lösung, die Menge des zugegebenen Wassers war zuvor aus dem mittleren jährlichen Niederschlag am Herkunftsort der Pflanzen errechnet worden.

3.2.3 Zuwachsmessungen und Beprobung

An den jeweils fünf gleichen Pflanzen jeder Versuchsparallele wurden zu Beginn des Experiments und anschließend monatlich die Sprosslänge sowie die Länge sämtlicher Seitenäste oberhalb der Markierung gemessen, weiterhin wurden die Seitenäste in dem betrachteten Abschnitt gezählt. Daneben erfolgte die Bestimmung des Frischgewichts der einzelnen Sprosse. Die für die Einzelpflanzen erhaltenen Werte wurden für jede Versuchsparallele gemittelt. Für die Bestimmung des Stickstoffgehalts wurden jeweils fünf Sprossspitzen oberhalb der Markierung zu einer Probe vereint. Mit Ausnahme der Nullprobe der Stickstoffgehaltsmessung, bei der neun Messwiederholungen stattfanden, betrug die Parallelenzahl für sämtliche Variablen und Messzeitpunkte fünf.

3.2.4 Statistische Auswertung

Die Messwerte des Klimaschrankexperiments wurden vor Durchführung der mehrfaktoriellen Varianzanalyse in Hinblick auf Verbesserung des Kriteriums der Varianzhomogenität (s. 2.4) unterschiedlichen Transformationen unterzogen. Mit den Prozentwerten der Stickstoffgehaltsmessung wurden Arcussinus-Quadratwurzeltransformationen durchgeführt, die Werte der Spross- und Astlängenmessung wurden $\ln(x+1)$ - und die Werte der Astzählung quadratwurzeltransformiert.

Für die Erreichung einheitlicher Startpunkte in den Diagrammen zur Spross- und Astlängenmessung sowie der Astzahlbestimmung wurden die für jede Versuchsparallele gemittelten Ausgangswerte (Monat 0) von den Mittelwerten der Folgemonate subtrahiert. Somit zeigen die Diagramme reine Zu- und Abnahmen gegenüber dem Beginn des Experiments. Auf die Darstellung von Standardabweichungen oder Konfidenzintervallen wurde aus Gründen der Übersichtlichkeit verzichtet.

3.3 Ergebnisse

In den Tabellen 3.2 und 3.3 sind die Ergebnisse der mehrfaktoriellen Varianzanalyse zusammengestellt, detaillierte Angaben zu Quadratsummen und Freiheitsgraden sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang A). Die Daten der Frischgewichtsbestimmung flossen nicht in die Auswertung ein, da im Verlauf des Experiments bei zahlreichen Sprossen durch das Herausnehmen bzw. Wiedereinfüllen in die Probengläser ältere, fragile Sprosstteile abbrechen und deshalb keine Gewichtszunahme ermittelt werden konnte. Die nachfolgende Besprechung der Ergebnisse erfolgt getrennt nach den betrachteten Variablen.

Tab. 3.2: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung (V), Düngekonzentration (K) und Zeit (Z) sowie ihrer Wechselwirkungen auf die Variablen Stickstoffgehalt, Sprosslänge, Astlänge und Astzahl von *Scleropodium purum*. Signifikanzniveaus nach der mehrfaktoriellen Varianzanalyse.

Variable	V	K	Z	V x K	V x Z	K x Z	V x K x Z
Stickstoffgehalt	ns	***	***	ns	ns	ns	ns
Sprosslänge	***	*	***	***	ns	ns	ns
Astlänge	ns	***	***	***	ns	ns	ns
Astzahl	*	**	***	***	ns	ns	ns

Tab. 3.3: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung (V), Düngekonzentration (K) und Zeit (Z) sowie ihrer Wechselwirkungen auf die Variablen Stickstoffgehalt, Sprosslänge, Astlänge und Astzahl von *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2) und prozentuale Anteile erklärter Varianz [%].

Variable	R^2	V	K	Z	V x K	V x Z	K x Z	V x K x Z	Fehler
Stickstoffgehalt	0,497	1,5	8,7	86,2	0,7	1,1	1,5	0,4	1,5
Sprosslänge	0,311	25,6	11,4	41,1	14,1	1,8	1,1	1,4	3,5
Astlänge	0,766	1,2	2,5	92,1	2,7	0,6	0,2	0,3	2,2
Astzahl	0,597	4,9	3,9	83,1	4,1	1,2	0,7	1,1	1,1

3.3.1 Stickstoffgehalt

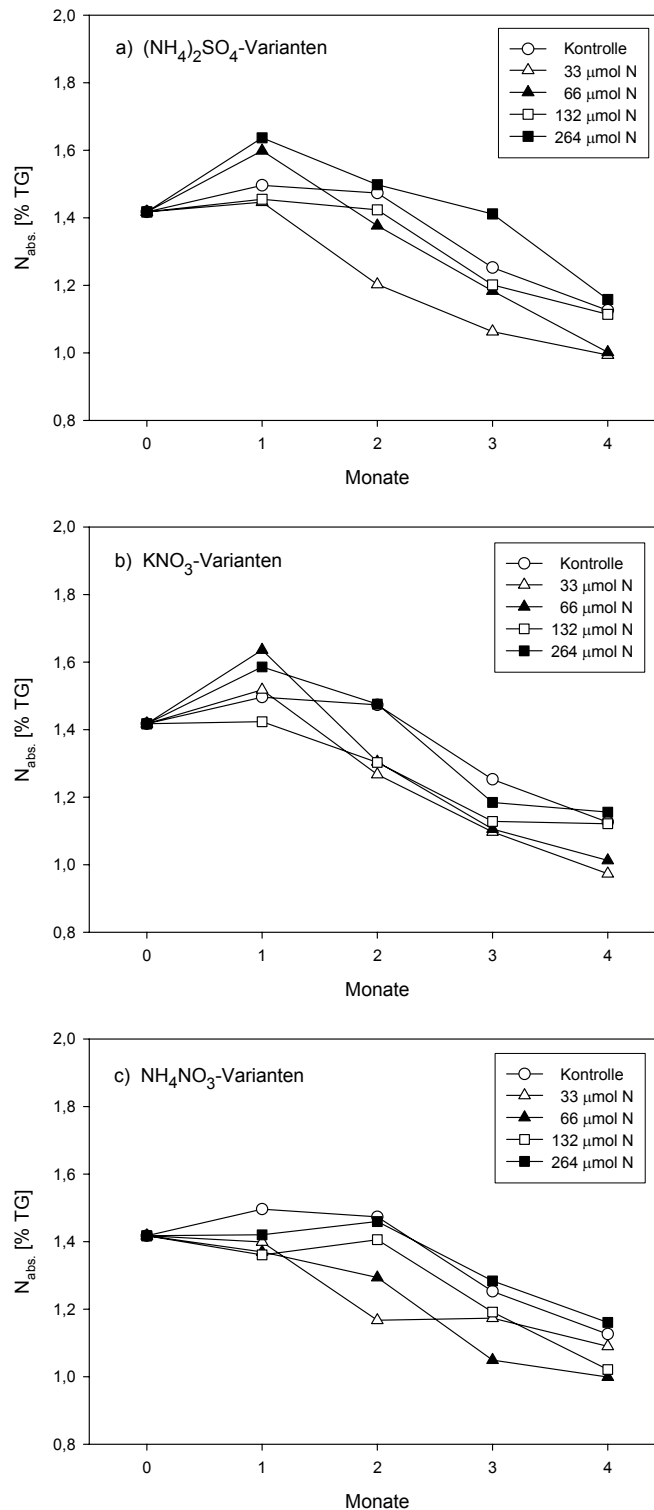


Abb. 3.1 a-c: Stickstoffgehalte von *Scleropodium purum* über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.

Die varianzanalytische Prüfung ergibt keinen signifikanten Einfluss der Düngeverbindung auf die gemessenen Stickstoffgehalte von *Scleropodium purum* (Tab. 3.2), was sich auch in dem geringen Anteil durch diesen Faktor erklärte Varianz (Tab. 3.3) und den sehr ähnlichen, abwärtsgerichteten Kurvenverläufen (Abb. 3.1) widerspiegelt. Dagegen ist der Einfluss der Düngekonzentration höchstsignifikant, die deutlichsten Unterschiede zeigen sich bei den $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und den KNO_3 -Varianten nach vier Monaten (Abb. 3.1 a, b). Allerdings weisen bei diesen beiden Verbindungen die Pflanzen der Kontrolle zum Ende des Experiments ähnlich hohe Stickstoffgehalte auf wie die Pflanzen, die zuvor am stärksten gedüngt worden sind. Über den Gesamtzeitraum des Experiments ist eine Abnahme der Stickstoffgehalte in sämtlichen Varianten zu beobachten, die Ausdruck im höchstsignifikanten Faktor Zeit (Tab. 3.2) und einem hohen Anteil durch diesen Faktor erklärte Varianz (Tab. 3.3) findet. Zwischen den betrachteten Faktoren sind keine Wechselwirkungen festzustellen.

3.3.2 Sprosslänge

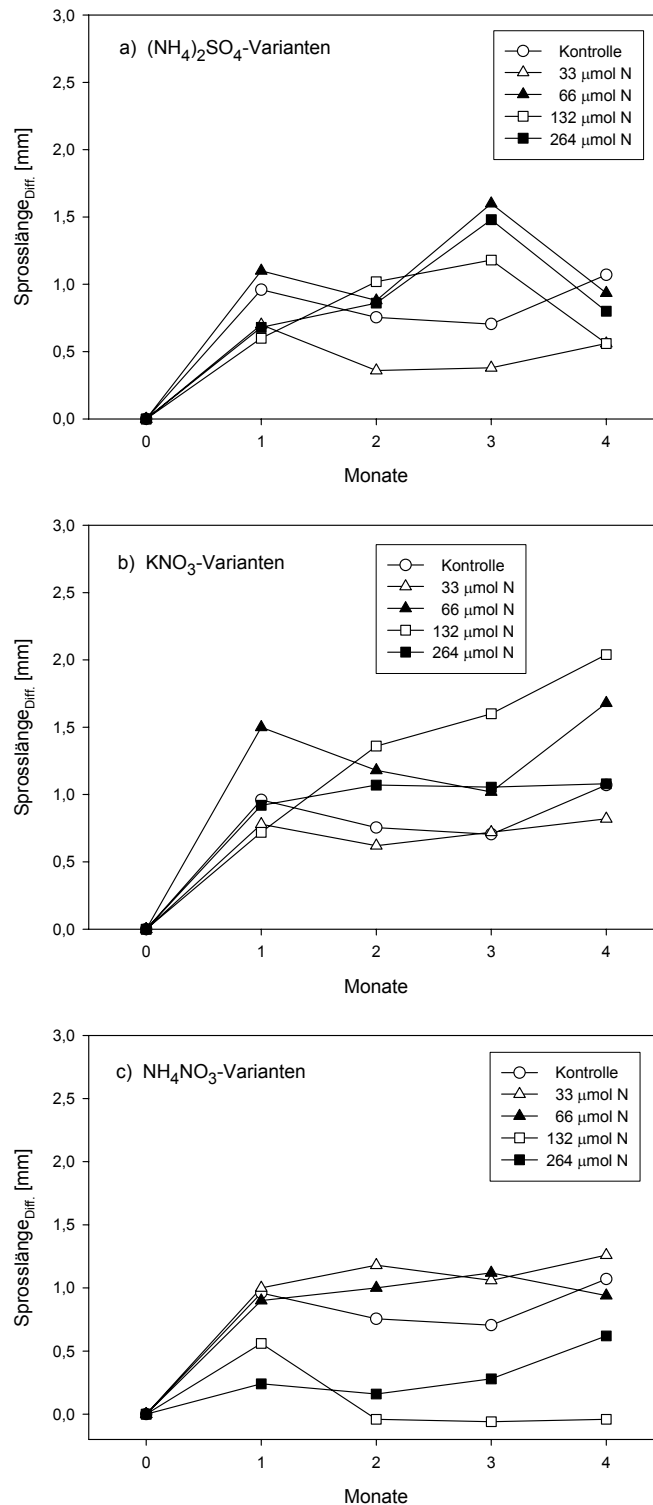


Abb. 3.2 a-c: Sprosslängendifferenzen von *Scleropodium purum* über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.

Die Düngeverbindung hat einen höchstsignifikanten Einfluss auf das Sprosslängenwachstum (Tab. 3.2), die Zuwachsverläufe bei den drei Verbindungen zeigen deutliche Unterschiede (Abb. 3.2). Maximale Zunahmen sind in zwei KNO_3 -Varianten zu beobachten. Signifikant ist weiterhin der Zusammenhang mit der Düngekonzentration, wobei sich beim Vergleich der drei Verbindungen hinsichtlich dieses Faktors ein sehr uneinheitliches Bild ergibt und mal höhere, mal niedrigere Konzentrationen zu den größten Längenzuwächsen geführt haben. Diese Heterogenität drückt sich auch in der Wechselwirkung zwischen den Faktoren Düngeverbindung und Düngekonzentration aus (Tab. 3.2). In fast allen Düngungsvarianten sind im Verlauf des Experiments und insbesondere innerhalb des ersten Monats Zunahmen der Sprosslängen gegenüber den Ausgangswerten zu beobachten. Diese, wie auch weitere Schwankungen in einigen Varianten, spiegeln sich im höchstsignifikanten Faktor Zeit wider.

3.3.3 Astlänge

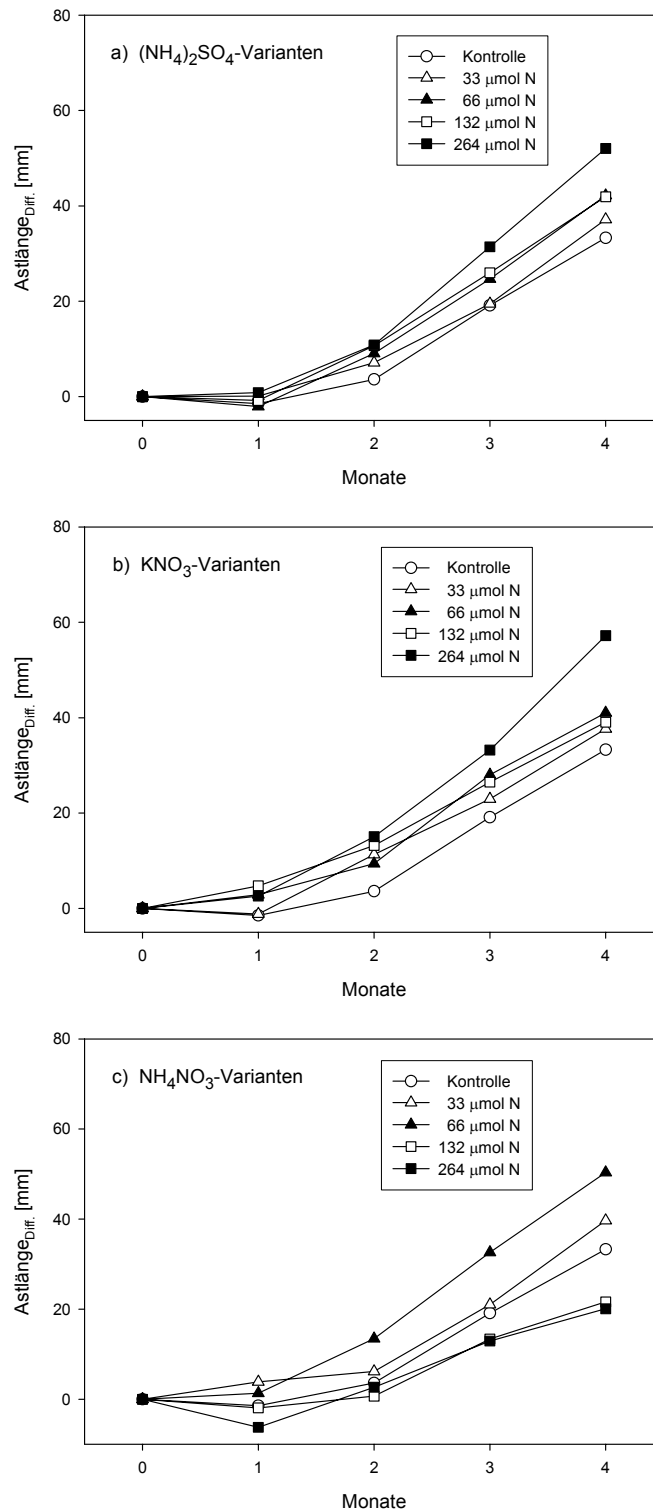


Abb. 3.3 a-c: Astlängendifferenzen von *Scleropodium purum* über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.

Die Düngeverbindung hat keinen signifikanten Einfluss auf den Astlängenzuwachs (Tab. 3.2), was auch aus den nahezu parallelen Kurvenverläufen bei den drei Verbindungen ersichtlich wird (Abb. 3.3). Der Zusammenhang mit der Düngekonzentration ist hingegen höchstsignifikant, in den $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und den KNO_3 -Varianten hat die jeweils höchste Konzentration den stärksten Zuwachs bedingt, die Kontrolle ist hinter den übrigen Varianten zurückgeblieben. Ein davon abweichendes Bild liefern die KNO_3 -Varianten, in denen die höchsten Konzentrationen zum geringsten Astlängenwachstum geführt haben. Dieser Unterschied zwischen $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und KNO_3 -Varianten einerseits und NH_4NO_3 -Varianten andererseits drückt sich auch in der höchstsignifikanten Wechselwirkung zwischen der Düngeverbindung und der Düngekonzentration aus. Die Astlängenzunahmen in sämtlichen Varianten über die Dauer des Experiments spiegeln sich im höchstsignifikanten Faktor Zeit sowie dem hohen Anteil der durch diesen Faktor erklärten Varianz wider. Hinsichtlich der Astlänge wird die im Vergleich zu den übrigen betrachteten Variablen höchste Modellgüte erreicht (Tab. 3.3).

3.3.4 Astzahl

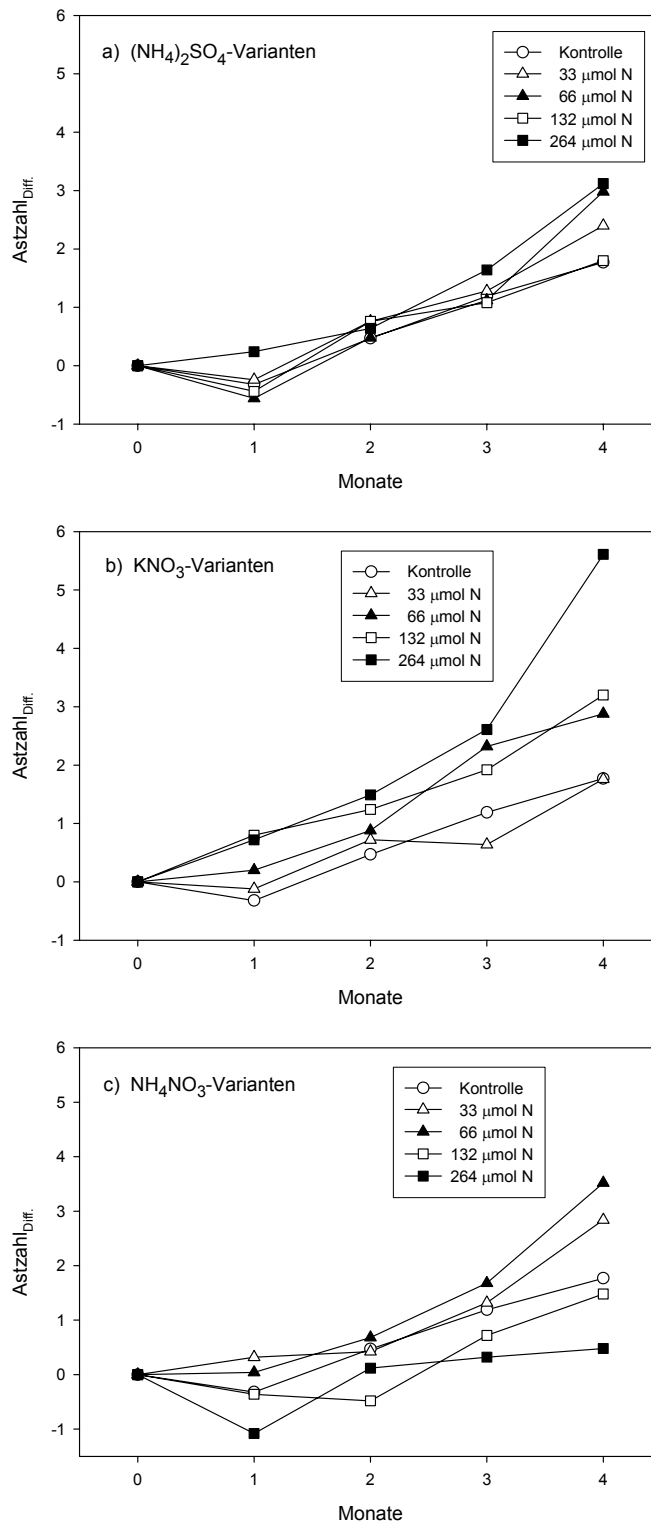


Abb. 3.4 a-c: Astzahldifferenzen von *Scleropodium purum* über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.

Der Einfluss der Düngeverbindung auf die Anzahl von Seitenästen ist signifikant (Tab. 3.2), die Zunahme von Ästen in den KNO_3 -Varianten ist gegenüber den übrigen Düngeverbindungen etwas größer (Abb. 3.4). Hinsichtlich der Düngekonzentration besteht ein hochsignifikanter Zusammenhang, die deutlichsten Konzentrationsabhängigkeiten zeigen sich beim Kaliumnitrat, wo die höchsten Konzentrationen die größten Zunahmen bewirkt haben sowie beim Ammoniumnitrat, bei dem in den 132 μmol - und 264 μmol -Varianten die geringsten Veränderungen der Astzahl zu verzeichnen sind (Abb. 3.4 b, c). Dieser Unterschied zwischen den gleichen Konzentrationsvarianten der verschiedenen Verbindungen dürfte für die auch hier beobachtete Wechselwirkung zwischen den Faktoren Düngeverbindung und Düngekonzentration verantwortlich sein. Die in fast allen Düngungsvarianten festgestellte Zunahme von Seitenästen über die Dauer des Experiments findet Ausdruck im höchstsignifikanten Faktor Zeit.

3.4 Diskussion

Der zu Beginn des Experiments ermittelte Stickstoffgehalt der Pflanzen von etwa 1,4% ist von der Größenordnung vergleichbar mit Werten aus der Literatur (z.B. BATES 1994). Den Ergebnissen zur Folge besteht kein Zusammenhang zwischen der Verbindung, in der der Stickstoff appliziert wurde, und dem Stickstoffgehalt von *Scleropodium purum*. Zwar ist bislang noch nicht vollständig geklärt, welche Stickstoffform Moose präferent aufnehmen und ob es diesbezüglich artspezifische Unterschiede gibt (PROCTOR 1981). Dennoch deuten sowohl die eigenen Freilanduntersuchungen (s. Kap. 4) als auch Arbeiten anderer Wissenschaftler (WEBER & VAN CLEVE 1981, VAN TOOREN et al. 1990b, SOARES & PEARSON 1997) darauf hin, dass Moosen insbesondere Ammonium als Stickstoffquelle dient und somit bei gleicher Düngung zu höheren Gewebekonzentrationen führt als Nitrat. Ähnliche Beobachtungen sind auch bei höheren Pflanzen gemacht worden (OHLSON et al. 1995). Grund für die gegen Ende des Experiments nahezu übereinstimmenden mittleren Stickstoffgehalte in den drei Düngungsvarianten war möglicherweise die geringe Lichtintensität bzw. Energiezufuhr im Klimaschrank, die zu einer Nivellierung des Effektes der unterschiedlichen Verbindungen geführt haben könnte. Da die Nährstoffzufuhr in kurzen Zeitabständen von nur zwei Tagen erfolgte und das Nitrat somit ununterbrochen zur Verfügung stand, wäre weiterhin denkbar, dass die für Moose beschriebene hohe Kationenaustauschkapazität (CLYMO 1963) bei der Aufnahme der unterschiedlichen Verbindungen keine entscheidende Rolle gespielt hat.

Bei der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und KNO_3 -Düngung zeigt sich eine Abhängigkeit des Stickstoffgehalts von der Düngekonzentration, die beiden höchsten Konzentrationen haben jeweils die stärksten N-Anreicherungen in den Pflanzen bewirkt. Noch wesentlich deutlichere konzentrationsbedingte Abstufungen haben sich bei Freilandexperimenten mit *Rhytidiadelphus squarrosus* (CARROLL et al. 2000) und *Racomitrium lanuginosum* (SOARES & PEARSON 1997) ergeben. Auf den Stickstoffgehalt in der Kontrolle, der nach vier Monaten Behandlung ähnlich hoch war wie bei den jeweils höchsten Düngekonzentrationen der unterschiedlichen Verbindungen, wird weiter unten noch eingegangen.

Trotz simulierter N-Depositionen, die teils weit über den Einträgen am Herkunftsort der Versuchspflanzen lagen, war in allen Varianten incl. der Kontrolle eine Abnahme der Stickstoffgehalte über die Zeit zu verzeichnen. Dieses Resultat steht im Widerspruch zu den Erkenntnissen von BATES (1997), der in einem siebenwöchigen Klimaschrankexperiment in seinen Düngungsvarianten deutliche Gehaltszunahmen bei *Scleropodium purum* und nur in

der Kontrolle Abnahmen gegenüber der Ausgangskonzentration beobachtete. Als indirekte Ursache für die gegensätzlichen Ergebnisse sind vor allem Unterschiede in der Beleuchtungsstärke zu vermuten. In der eigenen Untersuchung war die zugeführte Energiemenge mit $20\text{--}50 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ nur etwa halb so hoch wie die bei BATES (1997). Sie lag damit gerade einmal im Bereich des für Moose offener Habitats ermittelten Lichtkompensationspunktes von etwa $40 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ und weit unter bekannten Sättigungswerten von $200\text{--}400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (PROCTOR 1982). Zwar konnte unter diesen Bedingungen, wie weiter unten noch zu sehen sein wird, ein deutliches Wachstum festgestellt werden, doch bestand dies in der Bildung zahlreicher langer und dünner Seitenäste mit Wuchsrichtung zur Lichtquelle bei gleichzeitigem Absterben kräftigerer Seitentriebe, was als Hinweis auf Etiolierung gewertet werden kann. Es lässt sich nun folgern, dass dieser starke abnormale Zuwachs zu Verdünnungseffekten und damit zu einer relativen Abnahme des Stickstoffgehalts geführt hat. Einen weiteren Erklärungsansatz für die Abnahme bieten Translokationsprozesse. Allerdings sind für *Scleropodium purum* Nährstoffverlagerungen vor allem aus älteren in jüngere Sprosssteile nachgewiesen und nicht umgekehrt (BATES & BAKKEN 1998). Ebenfalls unwahrscheinlich ist, dass am Entnahmeort eine Nährstoffversorgung über das besiedelte Substrat stattgefunden hat, die zusammen mit dem atmosphärischen Stickstoffeintrag größer war als die Zufuhr durch die höchsten Düngekonzentrationen im Experiment. Wie RINCON (1988) und BATES (1994) zeigen konnten, gilt gerade *Scleropodium purum* hinsichtlich der Nährstoffversorgung als Art mit sehr geringer Substratabhängigkeit und präferenter Nährstoffaufnahme aus der Atmosphäre.

Die Längenzuwächse der Hauptsprosse waren über die Gesamtdauer des Experiments betrachtet äußerst gering und erfolgten weitestgehend innerhalb des ersten Monats der Kultivierung. In den meisten Varianten lagen sie kaum über der Messgenauigkeit von 0,5 mm und damit weit unter Werten, die etwa BATES (1987) für die Art unter Freilandbedingungen ermittelte. An den meisten Pflanzen war bereits nach wenigen Wochen ein Absterben der Endknospe und die Bildung von Seitenästen unmittelbar unterhalb der Sprossspitze zu beobachten. Als Ursache für diese Änderung des Wuchsverhaltens ist die drastische Reduktion des Lichtgenusses durch das Überführen der Pflanzen aus einem lichtreichen Offenhabitat (s. 3.2.1) in den Klimaschrank mit seiner bereits erwähnten geringen Energiezufuhr anzunehmen. Die Interpretation der dadurch bedingt sehr diffusen Einzelergebnisse der Sprosslängenmessung wird als nicht sinnvoll erachtet.

Die Längenzuwächse der Seitenäste waren wesentlich deutlicher als die der Hauptsprosse und lagen dabei etwas unter den Werten, die BATES (1987) für die Art im Freilandexperiment

ermittelte. Interessant ist vor allem der Unterschied zwischen den $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und den KNO_3 -Varianten einerseits, bei denen eine konzentrationsbedingte Abstufung des Astlängenzuwachses erkennbar ist, und den NH_4NO_3 -Varianten andererseits, bei denen hohe Konzentrationen offenbar zu einer Unterdrückung des Astlängenwachstums geführt haben. Wuchshemmung durch das Zusammenwirken von NH_4 und NO_3 in höheren Konzentrationen ist bislang vor allem bei Sphagnen beobachtet worden (PRESS et al. 1986).

Die allgemein relativ niedrigen Werte der Astzahldifferenz nach vier Monaten Kultivierung spiegeln nicht die bereits erwähnte, tatsächlich stattgefundene starke Neubildung feiner Seitenäste wider. Grund hierfür ist das Absterben zahlreicher ursprünglich vorhandener Äste, welches zahlenmäßig die Neubildung weitgehend kompensiert hat. Insgesamt ergeben sich bei Betrachtung der Astzahl ähnliche Tendenzen wie bei der Astlänge.

Trotz der teils unklaren Ergebnisse lassen sich Zusammenhänge zwischen dem Stickstoffgehalt und dem Wuchs, zumindest für die Verbindungen $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ und KNO_3 , herstellen. Die beiden höchsten Düngekonzentrationen (132 und 264 $\mu\text{mol N}$) haben möglicherweise zu einer Luxusversorgung geführt, die sowohl eine relative Stickstoffanreicherung als auch ein verstärktes Astlängenwachstum zur Folge hatte (Abb. 3.1 a, b; Abb. 3.3 a, b). Die beiden niedrigeren Konzentrationen (33 und 66 $\mu\text{mol N}$) haben zwar das Wachstum angeregt, der Stickstoffgehalt hat jedoch durch den stärkeren Astlängenzuwachs relativ gesehen abgenommen. In der Kontrolle war der Zuwachs am geringsten, was vermutlich zu einer weniger starken Abnahme des Stickstoffgehalts gegenüber den 33 und 66 $\mu\text{mol N}$ -Varianten und damit zu einer Reduktion des Verdünnungseffektes geführt hat.

Insgesamt betrachtet hat das Klimaschrankexperiment verhältnismäßig wenig zum Verständnis des Akkumulations- und Reaktionsverhaltens von *Scleropodium purum* bei unterschiedlicher Stickstoffzufuhr beigetragen. Als ausschlaggebend für die teils unklaren und nicht eindeutig interpretierbaren Ergebnisse hinsichtlich Stickstoffgehalt und Wuchs wird das bereits mehrfach erwähnte Lichtdefizit vermutet. Eine Wiederholung des Experiments bei deutlich höherer Lichtintensität bzw. Energiezufuhr ist deshalb sinnvoll.

4 Experimentelle Ermittlung geeigneter Monitorarten

4.1 Einleitung

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass bislang kaum Untersuchungen zu Moosarten mit potenzieller Eignung als Akkumulationsindikatoren für Stickstoff vorliegen, die in Mitteleuropa eine weite Verbreitung aufweisen und flächendeckend beprobt werden könnten (s. 1.4). Aus diesem Grund wurde zwischen Juni 2000 und Juni 2001 ein zwölfmonatiges Düngungsexperiment an natürlichen Vorkommen von sechs ausgewählten Arten durchgeführt. Dieses hatte zum Ziel zumindest eine, möglichst aber mehrere Arten zu ermitteln, die bei kontinuierlicher Düngung eine offensichtliche und quantifizierbare Zunahme des Stickstoffgehalts über die Zeit zeigen. Die Untersuchung diente insbesondere der Klärung folgender Fragen:

1. Bei welchen der sechs Arten sind düngungsbedingt signifikante Zunahmen der Stickstoffgehalte zu beobachten?
2. Sofern Anreicherungen stattfinden, wie ist ihr Verlauf, tritt eine Sättigung ein?
3. Hat die Verbindung, in der der Stickstoff appliziert wird, einen Einfluss auf die Höhe des Stickstoffgehalts?
4. Sind in der Kontrolle Schwankungen der Stickstoffgehalte im Jahresverlauf zu beobachten?
5. Wie stark variieren die Stickstoffgehalte innerhalb kleinräumiger Populationen?

4.2 Material und Methoden

4.2.1 Kriterien zur Auswahl der Arten

Die Auswahl der in die Untersuchung einbezogenen Arten erfolgte unter besonderer Berücksichtigung der von ARNDT et al. (1987) an Bioindikatoren gestellten Anforderungen, wobei einige der formulierten Kriterien, etwa die statistische Auswertbarkeit des Signals, erst durch das Experiment selbst überprüft wurden. Wie bei den seit Jahren in zahlreichen europäischen Ländern laufenden Monitoringprogrammen zur Abschätzung der Schwermetalldeposition mittels Moosen (z.B. HERPIN et al. 1995, ZECHMEISTER 1997, THÖNI 1998) wurden auch für

das hier vorgestellte Experiment ausschließlich großwüchsige, pleurokarpe und ektohydriche Arten verwendet, die keine starke Anhaftung an das besiedelte Substrat aufweisen und zudem außerhalb geschlossener Wälder vorkommen. Von der Einbeziehung des weit verbreiteten und im Rahmen von Schwermetalluntersuchungen eingesetzten *Hypnum cupressiforme* wurde Abstand genommen, da diese Art eine außerordentlich große Formenvielfalt zeigt und somit das von ARNDT et al. (1987) geforderte Kriterium der genetischen Einheitlichkeit wahrscheinlich nicht erfüllt.

In Tabelle 4.1 sind die sechs untersuchten Arten mit Angabe ihrer Lebensform nach MÄGDEFRAU (1982) und ihren Zeigerwerten nach DÜLL (1991) zusammengestellt. Weiterhin finden sich Informationen zu präferierten Habitaten, die vorwiegend NEBEL & PHILIPPI (2001) entnommen sind.

Tab. 4.1: Übersicht über die Arten des Freiland-Düngungsexperiments mit Angaben zu Lebensform, Zeigerwerten und besiedelten Habitaten.

Art	Lebensform	Zeigerwerte					Habitats
		L	T	K	F	R	
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Filze	5	x	5	4	x	Wälder, Hochstaudenfluren, Wiesen, synanthrope Standorte; euryök
<i>Hylocomium splendens</i>	Filze	6	3	6	4	5	(Nadel-)Wälder, grasige Raine, Wegböschungen
<i>Pleurozium schreberi</i>	Filze	6	3	6	4	2	Nadelwälder, Waldränder, Borstgrasrasen, Zwergstrauchheiden
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Hochrasen	7	3	6	6	5	Waldränder und -lichtungen, Wiesen, Weiden, Wegränder und -böschungen, synanthrope Standorte
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Hochrasen	7	3	6	4	5	Wälder und Gebüsch, Waldsäume, Halbtrockenrasen, Wegböschungen
<i>Scleropodium purum</i>	Filze	6	4	5	4	5	Kiefernwälder, Gebüsch, Wegränder, allgemein grasige Stellen

4.2.2 Lage und Charakterisierung der Probestellen

Von den oben aufgeführten Arten wurden im Ahrtal sowie einem Ahr-Seitental, dem Sahr-bachtal, in engem räumlichen Zusammenhang zwecks Gewährleistung einer vergleichbaren Hintergrunddeposition weitgehend reine Bestände ausgewählt. Detaillierte geografische Angaben zur Lage der Probestellen sind Anhang B zu entnehmen. Nach den Klimadaten der nächstliegenden Klimastation Bad Neuenahr-Ahrweiler beträgt die Jahresmitteltemperatur im

Gebiet 9,8 °C, der mittlere Jahresniederschlag ca. 660 mm. Wärmster und zugleich regenreichster Monat ist der Juli (MÜLLER-WESTERMEIER 1996).

Sämtliche Flächen wurden in Saumbiotopen oder lückigen Brachfluren angelegt und waren frei von Überdeckungen durch Bäume oder Sträucher. Für jede Art wurden vier Flächen mit einer Größe von jeweils 30 x 30 cm mit lackierten Drahtstiften markiert.

4.2.3 Behandlung der Probeflächen

Es wurde mit drei Düngungsvarianten und einer Kontrolle gearbeitet. Der Stickstoff wurde in den Verbindungen Ammoniumsulfat, Kaliumnitrat und Ammoniumnitrat zugeführt. Die reine Stickstoffkonzentration betrug bei allen Düngelösungen 19,8 mmol, womit eine Deposition von $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ simuliert wurde. Als Medium diente demineralisiertes Wasser, der pH-Wert sämtlicher Lösungen wurde auf pH 5 eingestellt. Die Besprühung der Flächen erfolgte im Abstand von 14 Tagen, bei jedem Sprühereignis wurden 50 ml pro Fläche appliziert. Die Menge zugegebener Lösung war zuvor so abgestimmt worden, dass eine Sättigung der Bestände ohne Ablauf überschüssigen Wassers stattfand. Zur Vermeidung von Sprühnebelverdriftung wurde bei der Applikation eine Box mit 30x30 cm Kantenlänge eingesetzt. An Tagen mit Strahlungswetterlage, insbesondere im Hochsommer, erfolgte die Besprühung in Hinblick auf die Verhinderung von Brandschäden in den frühen Morgenstunden. Dadurch wurde außerdem eine künstliche Verlängerung der Turgeszenzphase, die LEE et al. (1998) als Kritikpunkt für Besprühungsexperimente generell anführen, vermieden, da die Bestände frühmorgens aufgrund von Taubildung oder nächtlichem Regen häufig gesättigt waren (siehe auch BATES 1987).

4.2.4 Probenahme und Materialaufbereitung

Die Beprobung der Bestände erfolgte vierteljährlich, zu jedem Beprobungstermin wurden aus jeder Fläche zufällig 7x10 Moosspore entnommen. Dem Vorschlag von BADDELEY et al. (1994) sowie PITCAIRN et al. (1995) folgend wurden im Labor für die Analyse des Stickstoffgehalts 2 cm-Sprossspitzen aufbereitet. Jede der sieben Laborparallelen bestand aus zehn dieser apikalen Abschnitte. Für die weiteren Verarbeitungs- und Analysenschritte siehe 2.3.

4.2.5 Statistische Auswertung

Die Messwerte der Stickstoffgehaltsbestimmung wurden arcussinus-quadratwurzeltransformiert (s. 2.4). Für jede Art wurde eine separate zweifaktorielle Varianzanalyse durchgeführt, um den Einfluss der Faktoren Düngeverbindung und Zeit auf die N-Gewebekonzentration zu überprüfen. Für die grafische Darstellung des Effektes der Düngung über die Zeit erfolgte eine Normierung der Messwerte nach folgender Formel:

$$N_{\text{norm.}} = \frac{N_{it} - \overline{N}_{it_0}}{\overline{N}_{i_0t}}$$

wobei: N_{it} der Messwert der Behandlung i zum Zeitpunkt t
 \overline{N}_{it_0} der Mittelwert der Behandlung i zum Zeitpunkt 0
 \overline{N}_{i_0t} der Mittelwert der Kontrolle zum Zeitpunkt t

Durch diese Normierung wurden zum einen unterschiedliche Ausgangswerte (Zeitpunkt 0) in den verschiedenen Probeflächen der gleichen Art berücksichtigt, zum anderen wurden Hintergrundschwankungen über den Versuchszeitraum, die sich in den Messwerten der Kontrolle abzeichneten, herausgerechnet. Letztere finden am Ende des Ergebnisteils eine getrennte Betrachtung. Bei den normierten Werten ist zu beachten, dass sie aufgrund der Division von Prozentwerten dimensionslos sind.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Moos-Stickstoffgehalte in den Düngeflächen

In den Tabellen 4.2 und 4.3 sind die Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalysen zusammengestellt, detaillierte Angaben zu Quadratsummen und Freiheitsgraden sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang B).

Tab. 4.2: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung und Zeit sowie ihrer Wechselwirkung auf die Stickstoffgehalte der sechs untersuchten Arten. Signifikanzniveaus nach den zweifaktoriellen Varianzanalysen.

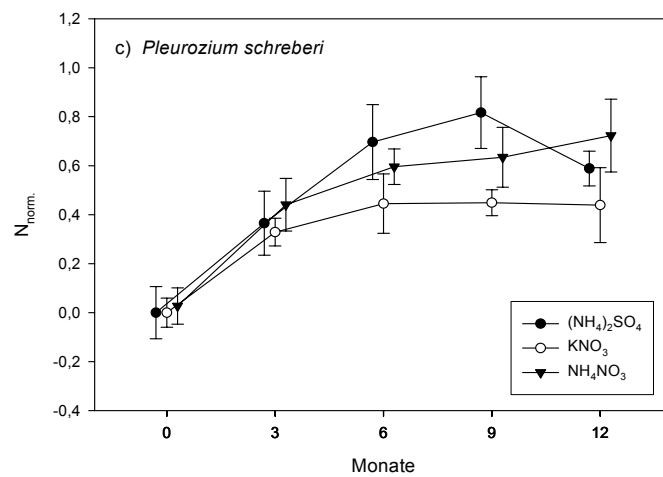
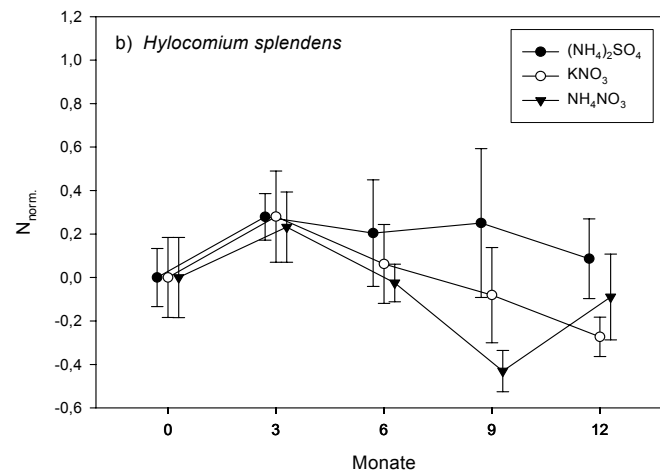
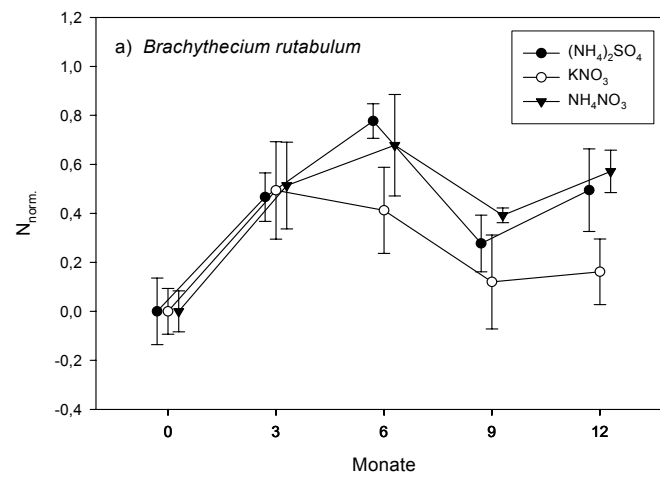
Art	Verbindung	Zeit	Verbindung x Zeit
<i>Brachythecium rutabulum</i>	***	***	***
<i>Hylocomium splendens</i>	***	***	**
<i>Pleurozium schreberi</i>	***	***	***
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	***	***	***
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	***	***	***
<i>Scleropodium purum</i>	***	***	***

Tab. 4.3: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung (V) und Zeit (Z) sowie ihrer Wechselwirkung auf die Stickstoffgehalte der sechs untersuchten Arten. Modellgüte (R^2) und prozentuale Anteile erklärter Varianz [%].

Art	R^2	V	Z	V x Z	Fehler
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0,808	30,3	64,7	4,3	0,8
<i>Hylocomium splendens</i>	0,718	79,7	16,4	2,8	1,1
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,841	59,6	37,0	2,9	0,6
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0,738	66,7	28,1	4,1	1,1
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	0,842	68,0	26,9	4,5	0,6
<i>Scleropodium purum</i>	0,790	53,1	38,9	7,0	0,9

Über die Gesamtdauer des Experiments betrachtet hat die Düngung bei allen sechs Arten zu signifikant höheren Stickstoffgehalten gegenüber der Kontrolle geführt. Es ergibt sich weiterhin bei allen Arten ein höchstsignifikanter Einfluss der beiden Faktoren Düngeverbindung und Zeit auf den Stickstoffgehalt (Tab. 4.2). Ebenfalls höchst- bzw. hochsignifikant ist stets die Interaktion zwischen den beiden Faktoren. Diese Wechselwirkung resultiert aus den Unterschieden in den zeitlichen Verläufen der Stickstoffgehalte insbesondere zwischen den jeweils drei Düngungsvarianten und der Kontrolle.

Mit Ausnahme von *Brachythecium rutabulum* wird bei allen übrigen Arten der größte prozentuale Anteil an Varianz durch den Faktor Düngeverbindung erklärt (Tab. 4.3). Die Kaliumnitratdüngung hat bei fast allen Arten zu niedrigeren Stickstoffgehalten geführt als die beiden NH_4^+ -haltigen Varianten (Abb. 4.1), der Unterschied ist jedoch nur bei *Pleurozium schreberi* und *Rhytidiadelphus triquetrus* signifikant. Abgesehen von *Hylocomium splendens* ist bei allen Arten eine signifikante Zunahme des Stickstoffgehalts nach drei Monaten Düngung zu beobachten. Die weiteren Verläufe, in denen bei vier der sechs Arten übereinstimmend Maxima der normierten Werte von 0,8 ermittelt wurden, sind unterschiedlich.



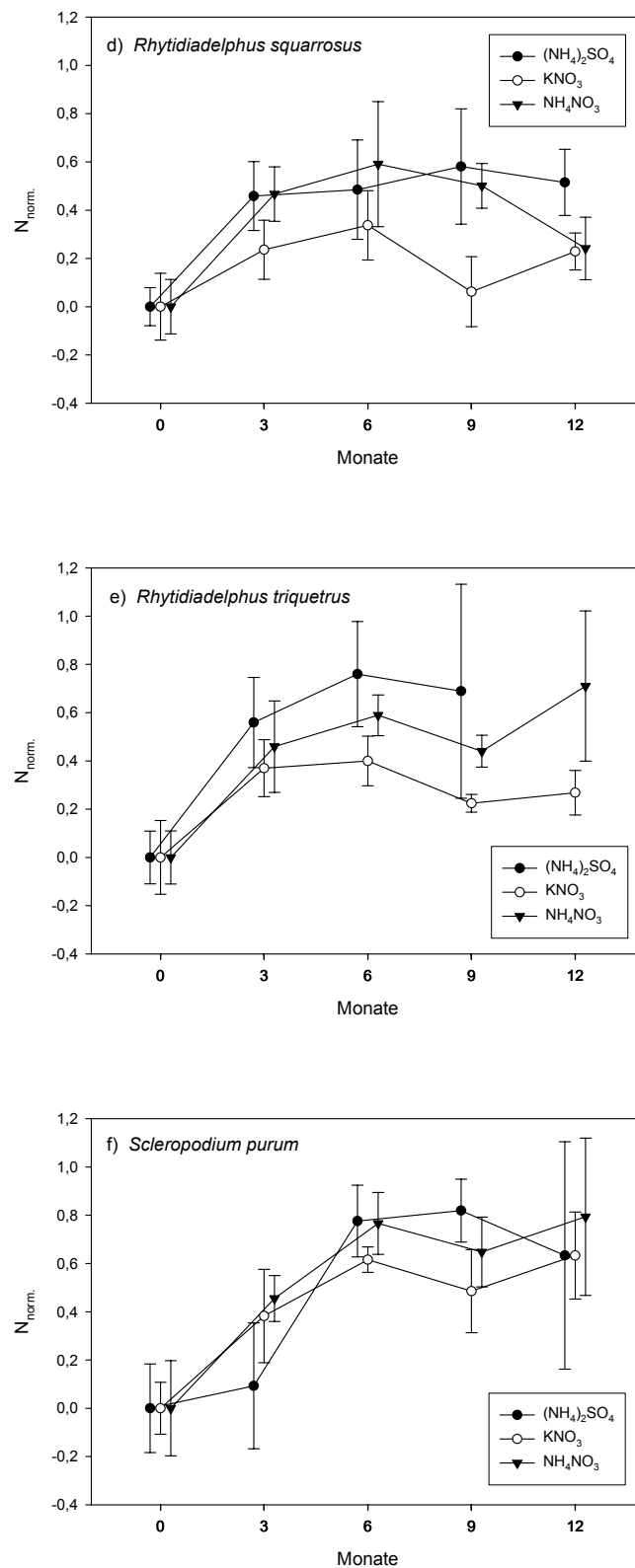


Abb. 4.1 a-f: Normierte Stickstoffgehalte ($N_{\text{norm.}}$) von *Brachythecium rutabulum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Scleropodium purum* über 12 Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei unterschiedlichen Verbindungen. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit 95%-Konfidenzintervallen.

Für *Brachythecium rutabulum* (Abb. 4.1 a) ergibt sich ein Anreicherungsmaximum nach sechs Monaten, dem ein deutlicher Abfall mit einem anschließend wieder leichten Anstieg folgt. Bei *Hylocomium splendens* (Abb. 4.1 b) sind über den gesamten Untersuchungszeitraum nur relativ geringe Veränderungen zu beobachten, in der KNO_3 - und der NH_4NO_3 -Variante sind gegen Ende des Experiments Unterschreitungen der berechneten Ausgangswerte zu verzeichnen. *Pleurozium schreberi* (Abb. 4.1 c) zeigt in allen drei Düngungsvarianten die weitaus klarsten Anreicherungsverläufe, die die Form von Sättigungskurven beschreiben. Bei *Rhytidiadelphus squarrosus* (Abb. 4.1 d) ist die Zunahme des Stickstoffgehalts im Vergleich zu den meisten anderen Arten insgesamt geringer, vor allem zum letzten Beprobungstermin liegen die Werte in zwei Varianten nur um 0,2 über den errechneten Ausgangswerten. Die Verläufe von *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Scleropodium purum* (Abb. 4.1 e, f) sind ähnlich, bei beiden Arten ist eine zeitweilige geringe Abnahme des Stickstoffgehalts nach neun Monaten Dauer des Experiments zu beobachten. Die Trennung zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten ist bei *Rhytidiadelphus triquetrus* insgesamt klarer. Die starken Streuungszunahmen der normierten Werte in den NH_4^+ -haltigen Varianten beider Arten gegen Ende des Experiments sowie der völlige Ausfall von *Rhytidiadelphus triquetrus* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante zum letzten Beprobungstermin sind auf Vitalitätsabnahmen bzw. das Absterben der Pflanzen zurückzuführen.

4.3.2 Kontrollflächen

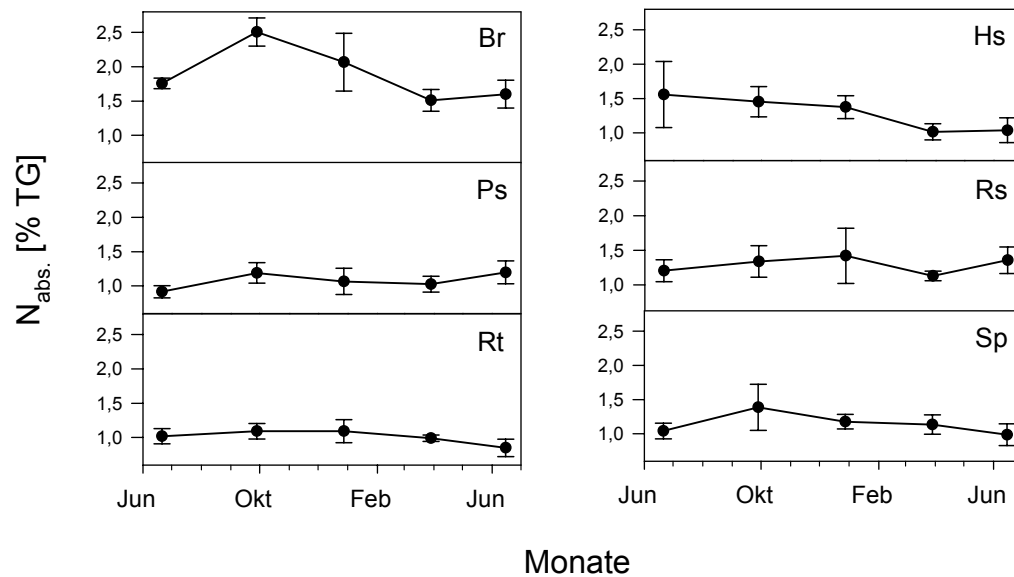


Abb. 4.2: Absolute Stickstoffgehalte von *Brachythecium rutabulum* (Br), *Hylocomium splendens* (Hs), *Pleurozium schreberi* (Ps), *Rhytidiadelphus squarrosus* (Rs), *Rhytidiadelphus triquetrus* (Rt) und *Scleropodium purum* (Sp) in der Kontrolle zwischen Juni 2000 und Juni 2001. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung.

In den Pflanzen der Kontrolle ist bei allen Arten außer *Hylocomium splendens* ein zumindest leichter Anstieg der Stickstoffgehalte im Herbst zu erkennen, im zeitigen Frühjahr hingegen hat die Gewebekonzentration abgenommen, dies besonders ausgeprägt bei *Brachythecium rutabulum* und *Hylocomium splendens* (Abb. 4.2). Die größte Schwankungsbreite des Stickstoffgehalts im Jahresverlauf zeigt *Brachythecium rutabulum* mit Werten zwischen ca. 1,5 und 2,5%. Bei den übrigen Arten variiert die Gewebekonzentration mit 0,2-0,5% wesentlich schwächer. Die Varianz zu den einzelnen Beprobungsterminen, also innerhalb der Populationen, ist bei *Rhytidiadelphus triquetrus* am geringsten, gefolgt von *Pleurozium schreberi*. Bei den übrigen Arten sind nur zu einzelnen Beprobungsterminen größere Schwankungsbreiten zu verzeichnen. Über das Jahr gemittelt weist *Brachythecium rutabulum* mit etwa 1,9% den höchsten Stickstoffgehalt auf, *Hylocomium splendens* und *Rhytidiadelphus squarrosus* liegen mit etwa 1,3% bereits deutlich darunter. *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Scleropodium purum* zeigen mit 1,0-1,1% im Mittel vergleichbare Gewebekonzentrationen.

4.4 Diskussion

4.4.1 Moos-Stickstoffgehalte in den Düngeflächen

Der durch die Düngung erzielte Anstieg des Stickstoffgehalts, der für alle sechs Arten ermittelt wurde, ist als Anzeichen einer Luxusversorgung zu sehen. Erst bei einem Stickstoffangebot, das den Bedarf für ein normales Wachstum überschreitet, sind Anreicherungseffekte, die auch durch Wuchshemmung bedingt sein können bzw. verstärkt werden, zu erwarten (LEE et al. 1998).

Die mit Ausnahme von *Hylocomium splendens* bei allen Arten beobachteten höheren Stickstoffgehalte in den beiden NH_4^+ -haltigen Varianten gegenüber der KNO_3 -Variante deuten auf eine präferente Aufnahme des Stickstoffs in Kationenform hin. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch WEBER & VAN CLEVE (1981) für *Pleurozium schreberi* und SOARES & PEARSON (1997) sowie JÓNSDÓTTIR et al. (1995) für *Racomitrium lanuginosum*. VAN TOOREN et al. (1990b) ermittelten in einem Experiment zum Stickstofffluss durch eine Kalkmagerrasen-Moosdecke eine signifikante Retention nur für NH_4^+ , nicht jedoch für NO_3^- . Ursache für diese übereinstimmenden Erkenntnisse ist möglicherweise die für Moose bekannte hohe Kationenaustauschkapazität, die die Anionenaustauschkapazität um ein Vielfaches übersteigt (CLYMO 1963). Weiterhin besteht nach PROCTOR (1981) sowie BROWN (1982) ein Zusammenhang zwischen der Reaktion des besiedelten Substrats und der Form, in der der anorganische Stickstoff bevorzugt aufgenommen wird. Die Autoren gehen bei Arten des neutralen bis alkalischen Milieus von einer präferenten Nitrataufnahme aus, Arten eher saurer Standorte sollen ihren Stickstoffbedarf dagegen vorwiegend durch die Aufnahme von Ammonium decken. Nach den Reaktionszahlen in Tabelle 4.1 sind alle untersuchten Arten, abgesehen vom hinsichtlich der Substratreaktion als indifferent eingestuften *Brachythecium rutabulum*, zur letztgenannten Gruppe zu rechnen. Allerdings ergibt sich ein Widerspruch zwischen der Ansicht von PROCTOR und BROWN und den Ergebnissen von VAN TOOREN et al. (1990b). Eine präferente Aufnahme von Stickstoff in NH_4^+ -Form ist auch bereits für mehrere höhere Pflanzenarten nachgewiesen worden (z.B. FLAIG & MOHR 1992, OHLSON et al. 1995).

Das für vier der sechs Arten ermittelte Anreicherungsmaximum von etwa 0,8 sowie die teilweise Sättigungskurven ähnelnden Anreicherungsverläufe (Abb. 4.1) deuten darauf hin, dass eine Stickstoffakkumulation offenbar nur begrenzt möglich ist und bei Erreichen einer bestimmten Gewebekonzentration keine weitere N-Aufnahme mehr stattfindet. Solche Sättigungen haben sich auch in Experimenten mit abgestuften Düngeintensitäten bei

Pleurozium schreberi (NORDIN et al. 1998) oder *Rhytidiadelphus squarrosus* (CARROLL et al. 2000) gezeigt, in denen trotz Verdopplung der Düngekonzentration nur noch sehr geringe Zunahmen der Stickstoffgehalte beobachtet wurden.

Brachythecium rutabulum gilt als typischer Besiedler nährstoffreicherer Habitats und zeichnet sich durch für Moose vergleichsweise sehr hohe Wuchsraten bei entsprechender Nährstoffversorgung aus (1982a, FURNESS & GRIME 1982b). Weiterhin wurde für die Art bereits in mehreren Untersuchungen eine Nährstoffaufnahme aus dem besiedelten Substrat nachgewiesen (RINCON 1988, RINCON 1990, BATES 1994), wodurch eine zusätzliche Steigerung der Wachstumsleistung denkbar wäre. Der deutliche Abfall des Stickstoffgehalts nach Erreichen eines Anreicherungsmaximums (Abb. 4.1 a) ist deshalb sehr wahrscheinlich auf verstärkten Biomassezuwachs nach weitgehender Assimilation des zugeführten Stickstoffs und einen damit verbundenen Verdünnungseffekt zurückzuführen. Die Abnahme erfolgte saisonal betrachtet im zeitigen Frühjahr und somit genau in dem Zeitraum, der von RINCON & GRIME (1989) als Hauptphase der Biomasseproduktion für die Art ermittelt worden ist.

Hylocomium splendens weicht hinsichtlich seines Akkumulationsverhaltens deutlich von den übrigen Arten ab, die Düngung hat über die Gesamtdauer des Experiments kaum zu Veränderungen des Stickstoffgehalts im apikalen Sprosssteil geführt (Abb. 4.1 b). Grundsätzlich ist bei der Art von einer vorwiegend atmosphärischen Nährstoffversorgung auszugehen (TAMM 1953), weshalb das Ergebnis zunächst unklar erscheint. Einen Erklärungsansatz bietet die Untersuchung von ECKSTEIN & KARLSSON (1999), im Rahmen derer die Autoren Nährstoff-Translokationsprozesse bei *Hylocomium splendens* nachwiesen. Danach erfolgt die Stickstoffversorgung des jüngsten Sprosssegments nicht direkt durch Aufnahme atmosphärischer Einträge, sondern durch Verlagerung von Stoffen aus älteren, als Reservoir fungierenden Segmenten. Somit könnte die Düngung zwar zu Anreicherungen in älteren Sprosssteilen geführt haben, die dann jedoch wegen Beprobung der Sprossspitzen (s. 4.2.4) nicht erfasst wurden.

Das beobachtete Akkumulationsverhalten von *Pleurozium schreberi*, das sich in klaren Sättigungsverläufen in den einzelnen Düngungsvarianten ausdrückt (Abb. 4.1 c), steht in Einklang mit den Erkenntnissen von OECHEL (in BROWN 1982). Dieser ermittelte in einem Düngungsexperiment einen Anstieg des Stickstoffgehalts bei der Art und konnte gleichzeitig keine Auswirkungen der simulierten Nährstoffzufuhr auf das Wachstum feststellen. OECHEL spricht in dem Zusammenhang von „luxury or uncontrolled consumption“. Ein deutlich verstärktes Wachstum ist, wenn auch eine grundsätzliche Wachstumsstimulation nicht vollständig ausgeschlossen werden kann (vgl. MALYSHEVA 1982), in dem hier beschriebenen Experiment

nicht anzunehmen, da dies, ähnlich wie bei *Brachythecium rutabulum*, zu einem zumindest zeitweiligen Absinken des Stickstoffgehalts geführt hätte. Die Abnahme der Gewebekonzentration in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante zum Ende des Experiments ist vermutlich auf den beobachteten Vitalitätsverlust der Pflanzen zurückzuführen. Die offensichtlichen Anreicherungsverläufe als Signal auf die simulierte Deposition weisen weiterhin auf eine starke Abhängigkeit der Art von atmosphärischer Nährstoffzufuhr und damit auf eine sehr gute Anpassung an nährstoffarme Habitate hin. Bereits LONGTON & GREENE (1979) konnten zeigen, dass für das Gedeihen von *Pleurozium schreberi* nicht die Fertilität des besiedelten Substrats, sondern unmittelbar auf die Blättchen deponierte Nährstoffe entscheidend sind. Diese Form der Nährstoffaufnahme belegt auch die Untersuchung von WEBER & VAN CLEVE (1981) mit markiertem Stickstoff, in der die Autoren eine beachtliche Stickstoffretention bei *Pleurozium* nach Besprühung mit ^{15}N -haltigen Nährlösungen feststellten.

Die für *Rhytidiadelphus squarrosus* ermittelten Zunahmen des Stickstoffgehalts in den beiden NH_4^+ -haltigen Varianten (Abb. 4.1 d) sind vergleichbar mit dem Wert, den CARROLL et al. (2000) in ihrer niedrigsten simulierten Depositionsstufe von $35 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erzielten. Für die im Vergleich mit den übrigen Arten relativ geringe Steigerung der Gewebekonzentration durch die Düngung sind unterschiedliche Ursachen in Betracht zu ziehen. Zum einen beschreiben BROWN & BATES (1990) für *Rhytidiadelphus squarrosus* einen akropetalen Nährstofftransport, der bei Nährstoffüberschuss eventuell auch in entgegengesetzter Richtung, d.h. aus jüngeren in ältere Sprossabschnitte denkbar wäre. Zum anderen könnte, da die Art als meso- bis eutraphent eingeschätzt wird (LONDO 2002), ein Teil des aufgenommenen Stickstoffs assimiliert worden sein, d.h. verstärktes Wachstum hätte zu Verdünnungseffekten geführt. Am wahrscheinlichsten erscheint jedoch, dass die Lebensbedingungen für die Art am Untersuchungsstandort nur suboptimal waren, dies vor allem in Hinblick auf die Feuchteverhältnisse. Der Bestand lag in einer aufgrund der Exposition und Flachgründigkeit häufig und stark austrocknenden, von *Deschampsia flexuosa* dominierten Brachflur in unmittelbarer Nähe zu der beprobten *Pleurozium schreberi*-Population. Unter Berücksichtigung der Erkenntnisse von BATES (1997), der mit *Brachythecium rutabulum* und *Scleropodium purum* ein vergleichbares, ökologisch konträres Artenpaar untersuchte, lässt sich folgern, dass *Rhytidiadelphus squarrosus* als austrocknungsempfindlichere Art unter den gegebenen Bedingungen eine weniger effiziente N-Aufnahme betreiben konnte als *Pleurozium schreberi*. Die Anreicherungsverläufe bei *Rhytidiadelphus triquetrus* (Abb. 4.1 e) sind ähnlich klar wie bei *Pleurozium schreberi* (Abb. 4.1 c), allerdings war nach neun Monaten Düngebehandlung eine leichte Abnahme des Stickstoffgehalts in allen drei Varianten zu beobachten. Für diese

sind wahrscheinlich eine teilweise Umsetzung des applizierten Stickstoffs in Biomasse und der damit verbundene Verdünnungseffekt verantwortlich. Das deutliche Signal auf die simulierte Deposition lässt wiederum eine starke Abhängigkeit der Art von atmosphärischer Nährstoffversorgung vermuten. Zu dieser Erkenntnis kommt auch BATES (1993), der nur eine geringe Beeinflussung des Nährstoffhaushalts von *Rhytidiadelphus triquetrus* durch das besiedelte Substrat feststellte. In beiden NH_4^+ -haltigen Varianten waren in der zweiten Hälfte des Experiments starke Schädigungen der Art bis hin zum vollständigen Absterben der Bestände zu verzeichnen, wohingegen die mit KNO_3 behandelten Pflanzen über den Gesamtzeitraum völlig vital blieben. Dies deutet darauf hin, dass tatsächlich das Ammonium schädigend auf *Rhytidiadelphus triquetrus* wirkt und nicht etwa der Schwefel im $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ alleinverantwortlich für den Vitalitätsverlust ist. Eine exzessive Aufnahme von Ammonium geht einher mit der überhöhten Freisetzung von H^+ -Ionen. Dies führt zu Nährstoffungleichgewichten und zu Versauerungseffekten auf zellulärer Ebene, was Störungen des Metabolismus und im Extremfall dessen völligen Zusammenbruch zur Folge haben kann (BROWN 1992, PEARSON & STEWART 1993, FANGMEIER et al. 1994).

Während BATES (1987) in einem Düngungsexperiment keinen nennenswerten Anstieg des Stickstoffgehalts bei *Scleropodium purum* feststellte und als Ursache dafür vermutet, dass die Art den Stickstoff nicht in der applizierten Form als Nitrat aufnehmen konnte, ist in der eigenen Untersuchung in allen drei Behandlungsvarianten eine deutliche Erhöhung der N-Konzentration bei der Art erzielt worden (Abb. 4.1 f). Ähnlich wie bei *Rhytidiadelphus triquetrus*, so waren auch hier leichte Abnahmen der Stickstoffgehalte nach neun Monaten in zumindest zwei Varianten zu verzeichnen, die vermutlich wiederum auf den bereits mehrfach erwähnten Verdünnungseffekt zurückzuführen sind. *Scleropodium purum* gilt als sehr effektiv in der Ausnutzung impulsartiger Nährstoffzufuhr (BATES 1994), wie sie bei kurzzeitigen Niederschlägen oder, im Experiment, bei periodischer Besprühung stattfindet. Außerdem sind für die Art geringe Wachstumsraten und eine gute Anpassung an atmosphärische Nährstoffversorgung beschrieben (RINCON & GRIME 1989).

4.4.2 Kontrollflächen

Hinsichtlich ihrer Größenordnung stimmen die in der Kontrolle ermittelten Stickstoffgehalte der untersuchten Arten mit Werten aus der Literatur überein, für *Brachythecium rutabulum* und *Scleropodium purum* vergleiche BATES (1994), für *Hylocomium splendens* TAMM (1953), für *Pleurozium schreberi* SKRE & OECHEL (1979) und für *Rhytidiadelphus squarrosus* CARROLL et al. (2000). Zu *Rhytidiadelphus triquetrus* sind dem Verfasser keine publizierten Vergleichsdaten bekannt.

Für den Anstieg der Stickstoffgehalte bei den meisten Arten im Herbst und die Abnahme im Frühjahr sind unterschiedliche Ursachen in Betracht zu ziehen. Nach RINCON & GRIME (1989) sind sowohl für den Biomassezuwachs als auch für das Sprosslängenwachstum bei Moosen die Feuchtigkeitsverhältnisse entscheidend. September und Oktober zählen im Untersuchungsgebiet zu den niederschlagsärmsten Monaten, im Frühling sind die Niederschläge dagegen etwas höher (MÜLLER-WESTERMEIER 1996). Somit wären Anreicherungs- bzw. Verdünnungseffekte aufgrund unterschiedlicher Wuchsraten denkbar. Weiterhin könnte ein Zusammenhang mit der im Jahresverlauf schwankenden Stickstoffdeposition bestehen. Diese erreicht aufgrund ihrer weitgehenden Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge zumeist im Sommer ihr Maximum (FRICKE et al. 1997). Eine bis in den Herbst anhaltende Erhöhung der Moos-Stickstoffgehalte nach einem „Nährstoffschub“ im Juli und August erscheint deshalb möglich. Die beobachtete Abnahme der Gewebekonzentrationen zum zeitigen Frühjahr hin könnte im Umkehrschluss die während der Wintermonate eher niedrigen Depositionsraten widerspiegeln. MOHR (1999) konnte eine Abhängigkeit des Stickstoffgehalts bei *Pleurozium schreberi* von der NH_4^+ - und der NO_3^- -Konzentration im Niederschlag zeigen. Unter Berücksichtigung, dass diese in der Regel im Frühling am größten und im Herbst nach sommerlichem „Rainout“ relativ gering ist (FRICKE et al. 1997), scheint dieser Zusammenhang hier eher von untergeordneter Bedeutung zu sein.

4.5 Folgerungen

Die Untersuchung hat gezeigt, dass das N-Akkumulationsverhalten offenbar artspezifisch ist und zwischen Arten mit unterschiedlicher Ökologie stark variiert. Pauschalisierende Aussagen zur Eignung von Moosen als Akkumulationsindikatoren für atmosphärischen Stickstoffeintrag sollten deshalb vermieden werden. Den Ergebnissen zur Folge scheinen aufgrund der Klarheit des Signals auf die simulierte Deposition vor allem *Pleurozium schreberi*,

Rhytidiadelphus triquetrus und *Scleropodium purum* geeignete Indikatoren zu sein. Einschränkung bei *Rhytidiadelphus triquetrus* könnte die beobachtete Empfindlichkeit gegenüber Ammonium sein, mit der möglicherweise das mittlerweile fast völlige Fehlen der Art in agrarisch intensiv genutzten Tieflandsbereichen in Zusammenhang steht. Es bedarf weiterer Untersuchungen, ob sich auch Depositionsunterschiede mit realistischer Abstufung zuverlässig in den Stickstoffgehalten der Arten widerspiegeln.

Wegen der präferenten Aufnahme von Stickstoff in NH_4^+ -Form besteht bei Rückschlüssen auf die Deposition aus Moos-Stickstoffgehalten die Gefahr einer Unterschätzung der Nitrat- und damit eventuell auch der Gesamtdeposition. Dieser Nachteil wird dadurch relativiert, dass in Deutschland in den weitaus meisten Gebieten das Ammonium einen höheren Anteil an der Freiflächendeposition hat als das Nitrat (GEHRMANN et al. 2001).

Die in der Kontrolle bei allen Arten beobachteten mehr oder weniger großen Schwankungen der Gewebekonzentrationen im Jahresverlauf weisen auf die Wichtigkeit eines eng begrenzten Probenahmezeitraums bei Untersuchungen mit räumlichem Bezug hin. Hinsichtlich der Variation der Stickstoffgehalte innerhalb von Populationen, die bei den meisten der hier betrachteten Arten relativ gering war, müsste überprüft werden, ob diese bei größeren beprobten Flächen möglicherweise zunimmt.

5 Standardisierte Transplantation

5.1 Einleitung

Während in der Vergangenheit Einträge von Schwermetallen und organischen Schadstoffverbindungen erfolgreich durch die standardisierte Ausbringung von Moosen nachgewiesen worden sind (FALLA et al. 2000), liegen Untersuchungen zum aktiven Akkumulationsmonitoring von Stickstoff mittels standardisiert exponierten Moosen, abgesehen von einem Experiment mit *Sphagnum cuspidatum* (PRESS et al. 1986), bislang nicht vor. Beim Nachweis von Schwermetallen und organischen Schadstoffen ist es von untergeordneter Bedeutung, ob die beispielsweise als „moss bag“ ausgebrachten Moospflanzen vital sind oder absterben (FRAHM 1998). Entscheidend bei dieser Form des Monitorings sind der effektive Partikelfang sowie die auch beim toten Material zumindest noch über einige Zeit gewährleistete hohe Kationenaustauschkapazität (BATES 2000). Für ein N-Akkumulationsmonitoring ist hingegen die Aufrechterhaltung der Vitalität als wichtige Voraussetzung anzunehmen. Bereits mehrere Untersuchungen haben gezeigt, dass die Stickstoffanreicherung bei Moosen zumindest teilweise auf einem Anstieg der Aminosäuren-Konzentration beruht (BAKKEN 1994, NORDIN et al. 1998, NORDIN & GUNNARSSON 2000, LIMPENS & BERENDSE 2003). Für die Bildung der Aminosäuren ist eine funktionierende Stickstoffassimilation unabdingbar.

Bei Untersuchungen regionaler N-Depositionsunterschiede durch die Bestimmung des Stickstoffgehalts von Moosen wurden bislang häufig Gebiete mit für Mitteleuropa eher untypisch extrem differierenden Depositionssummen gegenübergestellt. So verglich etwa BAKKEN (1994) die Stickstoffgehalte von *Dicranum majus* aus zwei Regionen Norwegens, die sich hinsichtlich ihrer Deposition um nahezu Faktor 10 unterschieden.

Das nachfolgend beschriebene zwölfmonatige Transplantationsexperiment diente zum einen der Überprüfung, ob eine längerfristige Aufrechterhaltung der Vitalität von Moosen bei standardisierter Ausbringung grundsätzlich möglich ist. Es sollte weiterhin zeigen, ob sich auch vergleichsweise geringe Depositionsunterschiede in Stickstoffgehalten von Moosen signifikant widerspiegeln. Dazu wurden die sechs im Rahmen der experimentellen Ermittlung geeigneter Monitorarten verwendeten Moose (s. 4.2.1) in selbst konstruierten Gefäßen an zwei Mittelgebirgsstandorten mit vergleichbaren klimatischen Verhältnissen aber unterschiedlicher N-Deposition exponiert. Neben der Analyse der Stickstoffgehalte wurde die natürliche Variation der Stickstoffisotope $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ($\delta^{15}\text{N}$ -Werte) in die Untersuchung

einbezogen. Dies diene der Überprüfung, inwiefern das Isotopenverhältnis in den Moosen Rückschlüsse auf mögliche Belastungsquellen erlaubt.

5.2 Material und Methoden

5.2.1 Untersuchungsgebiete

Die Materialbeschaffung für das Experiment fand am Ostrand des Hohen Venn im Umfeld der LÖBF-Messstation Rott statt, die hinsichtlich der Depositionsverhältnisse zwischen den beiden nachfolgend vorgestellten Untersuchungsgebieten liegt. Zwei der sechs Arten, *Hylocomium splendens* und *Rhytidiadelphus triquetrus*, kamen dort nicht vor und mussten im ca. 30 km südöstlich liegenden Nettersheim in der Kalkeifel gesammelt werden. Detaillierte Angaben zu den Entnahmestellen finden sich im Anhang (Anhang C).

Die standardisierte Ausbringung der Arten erfolgte an den Depositionsmessstationen Velmerstot im Weserbergland als stärker belastetem und Glindfeld im Süderbergland als weniger belastetem Gebiet. Die Station Velmerstot liegt auf 420 m ü. NN an einem westexponierten Hang der Egge im Luv zur Westfälischen Bucht, die Station Glindfeld auf 470 m ü. NN an einem Osthang des Ostsauerländer Gebirgsrandes. Die exakten geografischen Angaben zu den Stationen sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang C). Die Jahresmitteltemperatur beträgt in beiden Gebieten ca. 7,5 °C (DEUTSCHER WETTERDIENST 1989).

Da das Experiment nicht über die Spanne eines Kalenderjahres lief, wurden aus den von der LÖBF zur Verfügung gestellten Monatsdaten zu Niederschlag und Deposition zunächst Messjahre definiert, die jeweils von September bis August reichten. Tabelle 5.1 gibt einen Überblick über Niederschlag und Deposition an den beiden Stationen im Untersuchungszeitraum sowie im fünfjährigen Mittel.

Aus der Tabelle geht hervor, dass der Niederschlag an der Velmerstot trotz geringerer Meereshöhe um etwa ein Drittel über dem in Glindfeld liegt, wobei die Differenz im Untersuchungszeitraum wesentlich deutlicher ausgeprägt war als im mehrjährigen Vergleich. Die Ursache für diesen Unterschied dürfte in der Topografie zu suchen sein, da die Egge eine Sperre für von Westen über die Ebene herangetragene, feuchte Luftmassen darstellt, Glindfeld hingegen im Regenschatten des Rothaargebirges liegt.

Die für den Untersuchungszeitraum ermittelten Depositionen sind an der Velmerstot etwa doppelt so hoch wie in Glindfeld, im mehrjährigen Vergleich beträgt der Unterschied

zwischen 56 und 66 %. Die größten Differenzen ergeben sich beim Ammoniumstickstoff, was vermutlich auf den Einfluss hoher Emissionen aus der Intensivlandwirtschaft in der Westfälischen Bucht zurückzuführen ist.

Tab. 5.1: Niederschlag und Bulk-Deposition an den Stationen Velmerstot und Glindfeld, Daten des Untersuchungszeitraums sowie fünfjährige Mittelwerte (Quelle: LÖBF NRW).

Station	Niederschlag [mm a ⁻¹]	Bulk-Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
		NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{ges.}
Velmerstot				
9/00-8/01	1142,1	7,52	6,36	13,87
9/96-8/01	1202,2	8,82	6,61	15,42
Glindfeld				
9/00-8/01	828,6	3,59	3,66	7,25
9/96-8/01	948,3	5,31	4,24	9,54

5.2.2 Versuchsaufbau

Die standardisierte Ausbringung der Moose an den beiden Stationen erfolgte in speziell für diesen Zweck konstruierten Transplantationsgefäßen (Abb. 5.1). Umgedrehten 2 l PE-Flaschen wurde der Boden abgetrennt, perforiert und als Zwischenboden in der Mitte wieder eingesetzt. Unterhalb dieses Zwischenbodens wurden die Gefäße mit Überlauföffnungen versehen, die zwar eine Ansammlung von Wasser zwecks Erhöhung der Luftfeuchte ermöglichten, ein Überfluten der Moose jedoch verhinderten. Auf dem Zwischenboden wurden die Moospflanzen in etwa natürlicher Sprossdichte ausgebracht. Die Gefäße wurden zum Schutz vor Nistmaterial sammelnden Vögeln mit Gittern abgedeckt und an zuvor im horizontalen Abstand von 50 cm aufgestellten Stäben montiert. Jede der sechs Arten wurde in drei Parallelen exponiert, woraus sich eine Gesamtzahl von 18 Transplantationsgefäßen pro Gebiet ergab. Zusätzlich wurde jeweils ein Gefäß mit einem Data Logger (Gemini Data Loggers, Typ Tinytag Plus TGP-1500, Chichester/UK) aufgestellt, der in Intervallen von 15 Minuten Messwerte zu Temperatur und relativer Luftfeuchte aufzeichnete. Einen Eindruck von der Versuchsanordnung in den beiden Gebieten geben die Abbildungen 5.2 und 5.3.

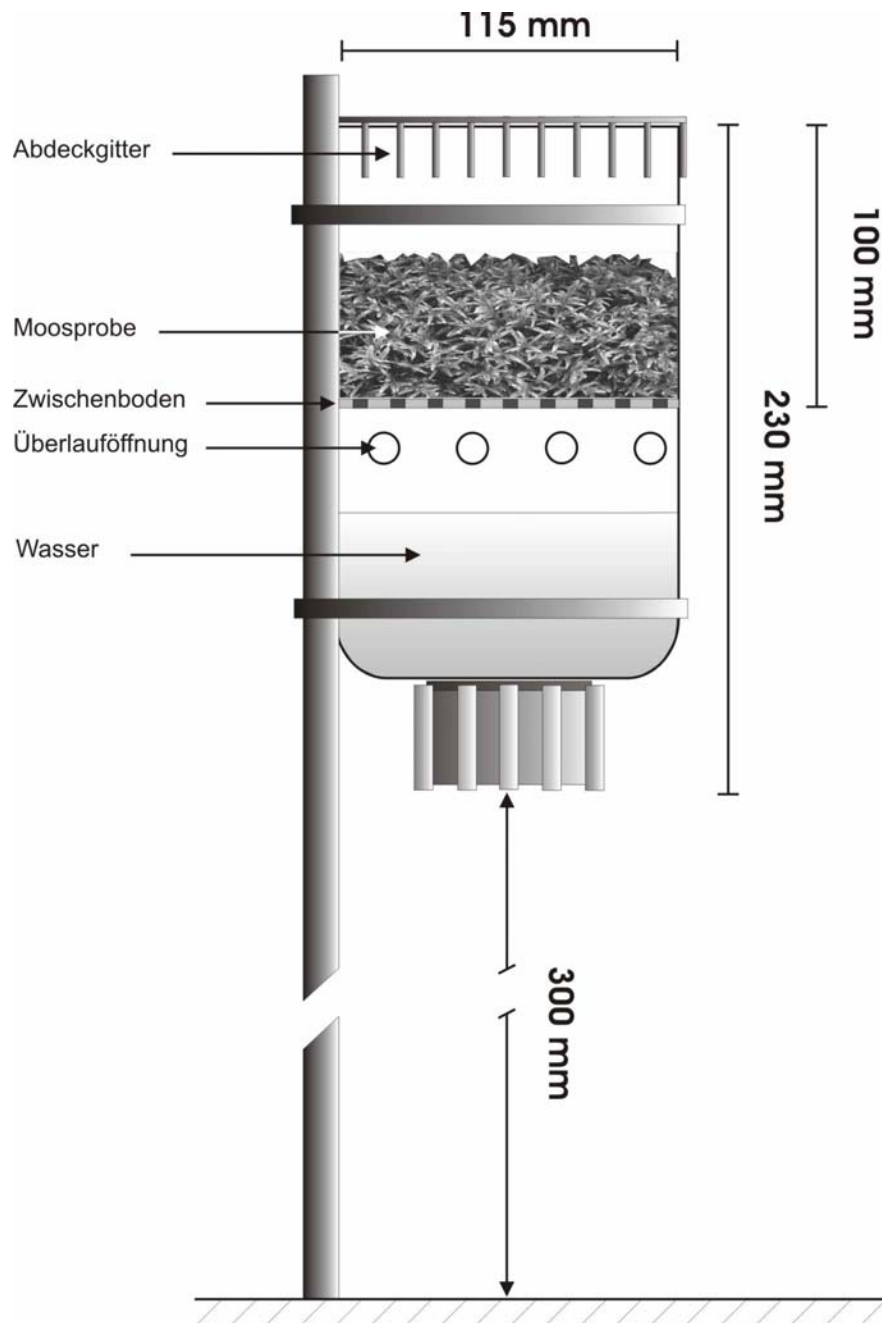


Abb. 5.1: Schematische Darstellung eines Transplantationsgefäßes



Abb. 5.2: Velmerstot; Transplantationsgefäße, Bulk- und Niederschlagssammler



Abb. 5.3: Glindfeld; Transplantationsgefäße, Messmast und Wetterhütte

5.2.3 Beobachtung des Mikroklimas

Die Messung der Parameter Temperatur und relative Luftfeuchte in den Gefäßen wurde durchgeführt, um in den beiden Gebieten die Wuchsbedingungen, denen die Moose unmittelbar ausgesetzt waren, auf ihre Vergleichbarkeit hin zu überprüfen. Dabei war es von besonderem Interesse, die Länge der Zeitspannen abzuschätzen und gegenüberzustellen, in denen die Moose potenziell Stoffproduktion betreiben konnten. Die Länge dieser Wachstumsperioden sollte sich möglichst wenig unterscheiden, da ansonsten mit Verdünnungseffekten zu rechnen gewesen wäre.

Ein präziser Vergleich von Phasen, in denen Nettophotosynthese stattfindet, ist ohne aufwendige Gaswechsellmessungen nicht möglich. Die Auswertung der Logger-Daten nach Kennwerten aus der Literatur erfolgte deshalb lediglich mit dem Ziel einer groben Orientierung. Für die Temperatur wurden 0 °C als unterer Grenzwert festgelegt, da nach PROCTOR (1981, 1982) bei Arten der temperaten Region erst über dem Gefrierpunkt Nettophotosynthese messbar ist. Weiterhin wurden die Stunden mit einer Temperatur zwischen 15 und 25 °C errechnet, in diesem Temperaturbereich kann bei allen in die Untersuchung einbezogenen Arten von einer optimalen Produktion ausgegangen werden (FURNESS & GRIME 1982a). Hinsichtlich der relativen Luftfeuchte wurden 98% als Minimum definiert. Wie LANGE (1969) gezeigt hat, spielen niedrigere Feuchten für die Nettophotosynthese von Moosen, mit Ausnahme extrem xerophytischer Arten, keine nennenswerte Rolle.

5.2.4 Probenahme und Materialaufbereitung

Die Gefäße sollten ursprünglich vierteljährlich am gleichen Tag in beiden Gebieten beprobt werden, die Einhaltung dieses Zeitintervalls war jedoch wegen starkem Schneefall im Februar 2001 nicht möglich. Der Februartermin musste in den März aufgeschoben werden, die nächste Beprobung fand dann im Juni und die abschließende im August statt. Diese ungleichen Zeitabstände gilt es in den unten folgenden Diagrammen, in denen die Beprobungstermine äquidistant aufgetragen sind, zu berücksichtigen.

Die Stickstoffgehaltsmessung fand mit Ausnahme der Nullprobe (sieben Parallelen) in drei, die Bestimmung des natürlichen N-Isotopenverhältnisses in sechs Parallelen (2 Wiederholungen pro Gefäß) statt. Vierteljährliche $\delta^{15}\text{N}$ -Werte wurden nur für *Pleurozium schreberi* und

Scleropodium purum ermittelt, für die übrigen Arten liegen Anfangs- und Endmessungen vor. Bei sämtlichen Analysen wurden 2 cm-Sprossspitzen verwendet.

Anmerkung: An der Velmerstot wurde im Verlauf des Experiments ein Gefäß mit *Scleropodium purum* zerstört, womit sich für diese Art die Parallelenzahl auf 2 ($N_{\text{abs.}}$) bzw. 4 ($\delta^{15}\text{N}$) reduzierte.

5.2.5 Statistische Auswertung

Bei der Datenauswertung ermittelter Stickstoffgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte wurde auf die varianz-analytische Betrachtung des gesamten Versuchszeitraums verzichtet, da dies nach grafischer Darstellung der Ergebnisse wegen unklarer Kurvenverläufe und starker Streuung der Messwerte nicht sinnvoll erschien. Es wurden jedoch einfaktorielle Varianzanalysen mit den Messwerten des abschließenden Beprobungstermins durchgeführt, um signifikante Unterschiede zwischen den Gebieten herauszuarbeiten.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Mikroklima

Tab. 5.2: Temperaturverhältnisse in den Gefäßen, Messzeitraum 10.08.00 bis 30.08.01.

Station	Temperatur [°C]		Stunden mit Temperatur	
	Mittel \pm SD	Min. / Max.	≤ 0 °C	15-25 °C
Velmerstot	10,0 \pm 10,4	-10,1 / 49,8	1329,5	1232,0
Glindfeld	9,6 \pm 10,9	-15,8 / 51,4	1597,5	1231,5

Tab. 5.3: Luftfeuchteverhältnisse in den Gefäßen, Messzeitraum 10.08.00 bis 25.08.01.

Station	Relative Luftfeuchte [%]	Stunden mit r.L. ≥ 98 %
	Mittel \pm SD	
Velmerstot	71,2 \pm 38,1	4363,75
Glindfeld	76,3 \pm 26,9	4771,25

In den Tabellen 5.2 und 5.3 sind die Daten der Temperatur- und Luftfeuchtemessung zusammengefasst dargestellt. Hinsichtlich des Faktors Temperatur unterschieden sich die mikroklimatischen Verhältnisse zwischen den beiden Gebieten insbesondere in der Anzahl der Froststunden (Temperatur ≤ 0 °C), die an der Station Glindfeld, vermutlich aufgrund der

größeren Meereshöhe, deutlich über der für die Velmerstot ermittelten lag. Die Zahl der Stunden mit Temperaturoptimum war dagegen nahezu gleich, im Mittel über den gesamten Messzeitraum war es in den Gefäßen in Glindfeld etwas kühler.

Die mittlere relative Luftfeuchte war an der Station Glindfeld höher, ebenso die Anzahl von Stunden mit einer relativen Luftfeuchte $\geq 98\%$. Dieser Unterschied ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass sich die Station in einem großen geschlossenen Waldgebiet befindet und wesentlich weniger windexponiert liegt als die Station Velmerstot.

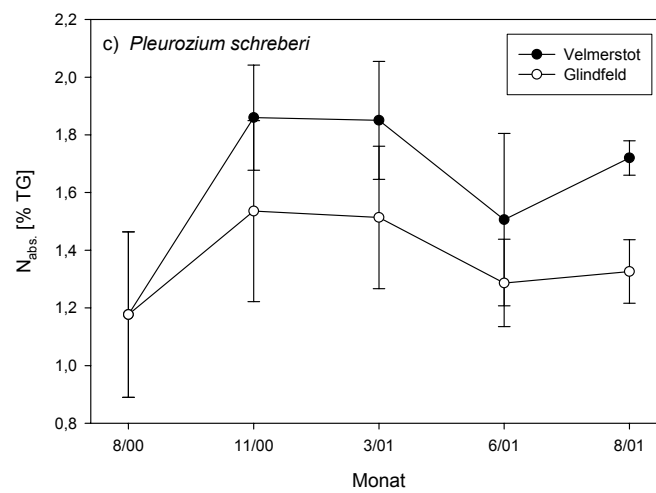
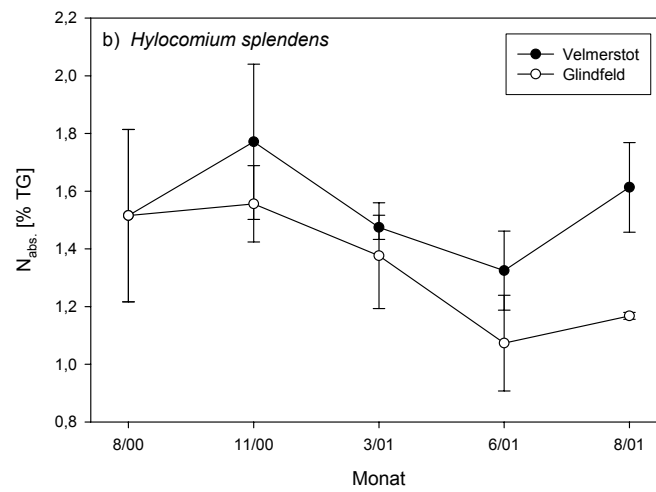
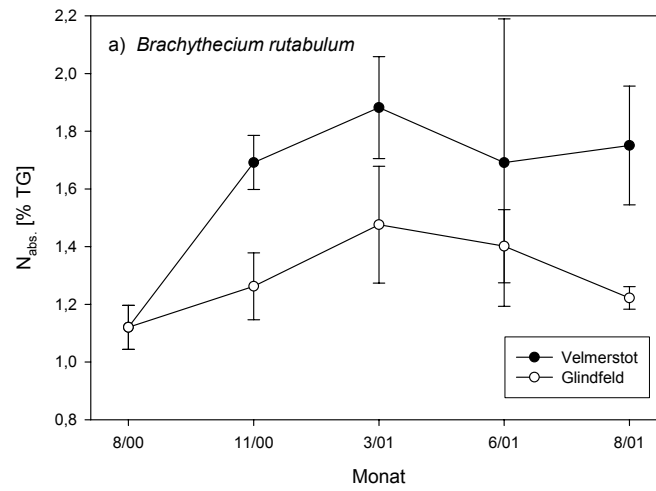
5.3.2 Stickstoffgehalte

An den meisten der in den Gefäßen ausgebrachten Arten wurden bis zum Ende des Experiments keine sichtbaren Mangelsymptome oder Schädigungen festgestellt. Lediglich bei *Rhytidiadelphus triquetrus* an der Velmerstot zeigten sich einige weißliche Verfärbungen, *Brachythecium rutabulum* starb in beiden Gebieten teilweise ab.

Wie aus Abbildung 5.4 hervorgeht, sind die Verläufe der Stickstoffgehalte bei den Arten recht unterschiedlich, übereinstimmend fanden vor allem Abnahmen der Gewebekonzentrationen zum Juni hin statt. Bis zum vorletzten Beprobungstermin lassen sich höchstens Tendenzen zu höheren Stickstoffgehalten an der Velmerstot erkennen, signifikante Unterschiede treten nur bei *Brachythecium rutabulum* auf. *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Scleropodium purum* (Abb. 5.4 e, f) zeigen zeitweilig sogar umgekehrte Konzentrationsverhältnisse. Nach einem Jahr der Exposition (8/01) wiesen jedoch alle sechs Arten an der Velmerstot höhere Stickstoffgehalte gegenüber den Pflanzen aus Glindfeld auf. Der Unterschied ist stets höchst- bzw. hochsignifikant (Tab. 5.4). Weiterhin ist zum letzten Beprobungstermin die Streuung der Messwerte deutlich reduziert, was Ausdruck in den engeren Konfidenzintervallen findet (Abb. 5.4).

Tab. 5.4: N-Konzentrationsunterschiede der sechs Arten zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Signifikanzniveaus zum letzten Beprobungstermin (8/01).

Art	Signifikanz
<i>Brachythecium rutabulum</i>	**
<i>Hylocomium splendens</i>	***
<i>Pleurozium schreberi</i>	***
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	***
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	***
<i>Scleropodium purum</i>	***



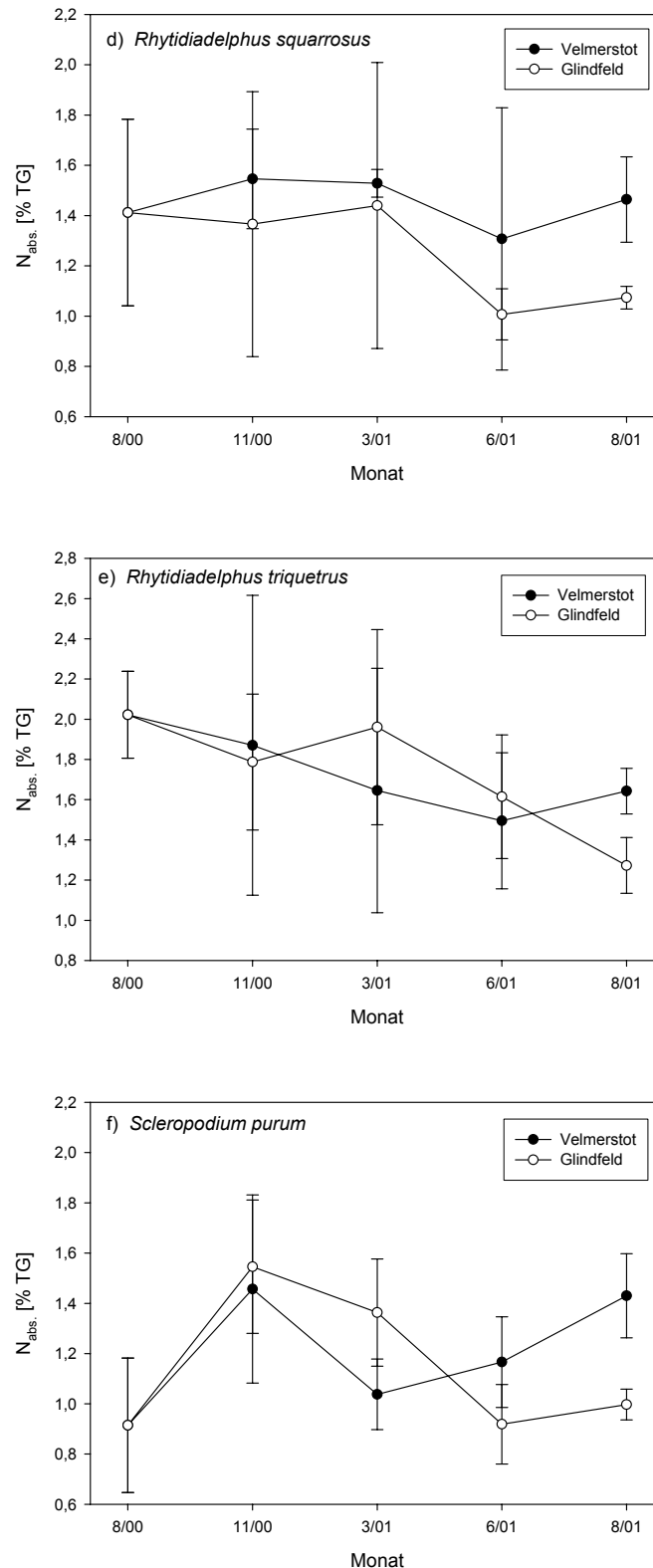


Abb. 5.4 a-f: Stickstoffgehalte der zwischen August 2000 und August 2001 an den Stationen Velmerstot und Glindfeld standardisiert ausgebrachten Pflanzen von *Brachythecium rutabulum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus drei Parallelen (Ausnahme: 8/00 (Nullprobe): sieben Parallelen) mit 95%-Konfidenzintervallen.

5.3.3 Natürliches N-Isotopenverhältnis ($\delta^{15}\text{N}$)

Die Bestimmung des natürlichen N-Isotopenverhältnisses für *Brachythecium rutabulum* ergab wegen technischen Problemen bei der Analyse keine auswertbaren Ergebnisse, auf die Darstellung wird deshalb verzichtet. In Abbildung 5.5 sind die Messergebnisse der Nullprobe (8/00) und der Beprobung nach einem Jahr Expositionsdauer (8/01) für *Hylocomium splendens*, *Rhytidiadelphus squarrosus* und *Rhytidiadelphus triquetrus* dargestellt. Tabelle 5.5 zeigt die Signifikanzniveaus der Unterschiede zwischen den Gebieten nach einem Jahr standardisierter Ausbringung.

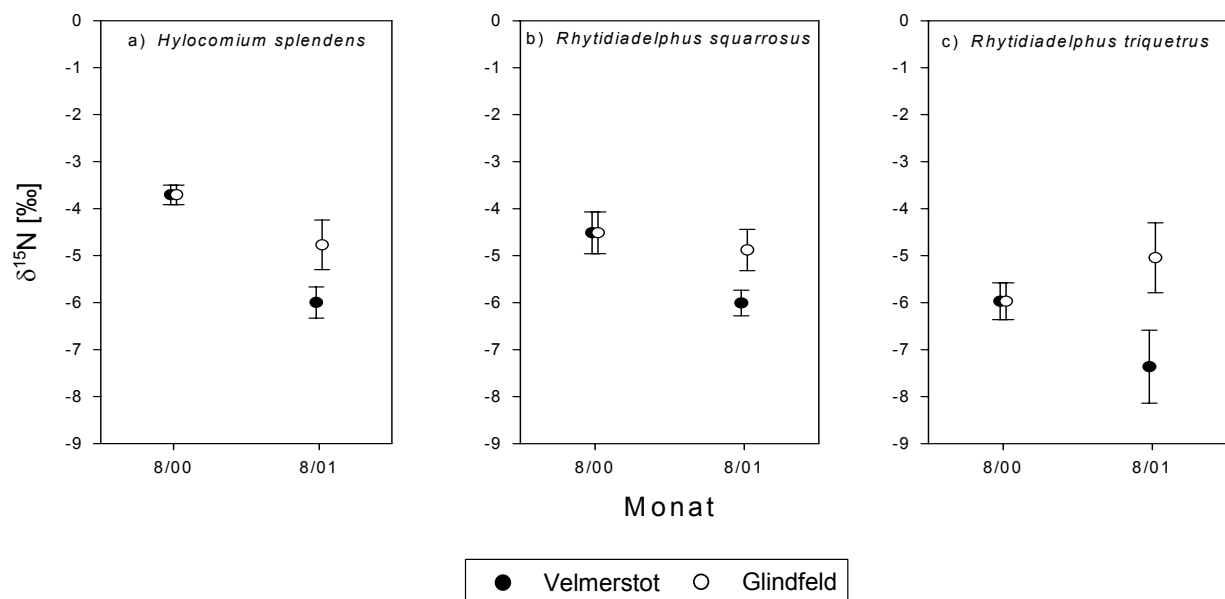


Abb. 5.5 a-c: $\delta^{15}\text{N}$ von *Hylocomium splendens*, *Rhytidiadelphus squarrosus* und *Rhytidiadelphus triquetrus*, Nullprobe und Messung nach 12 Monaten Expositionsdauer an den Stationen Velmerstot und Glindfeld. Dargestellt sind Mittelwerte aus sechs Parallelen mit 95 %-Konfidenzintervallen.

Nach zwölfmonatiger Expositionsdauer wiesen alle drei untersuchten Arten an der Velmerstot ein deutlich negativeres $\delta^{15}\text{N}$ auf als die Pflanzen in Glindfeld (Abb. 5.5). Der Unterschied zwischen den Gebieten ist in allen Fällen hoch- bzw. höchstsignifikant (Tab. 5.5). Die stärksten Veränderungen gegenüber der Nullprobe ergeben sich bei *Hylocomium splendens* (Abb. 5.5 a), wo das $\delta^{15}\text{N}$ bei den Pflanzen an der Velmerstot um mehr als 2 abgenommen hat. Die insgesamt negativsten Werte mit einem Mittel kleiner -7 erreicht *Rhytidiadelphus triquetrus* an der Velmerstot (Abb. 5.5 c).

Tab. 5.5: Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ von *Hylocomium splendens*, *Rhytidiadelphus squarrosus* und *Rhytidiadelphus triquetrus* zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Signifikanzniveaus nach zwölfmonatiger Expositionsdauer.

Art	Signifikanz
<i>Hylocomium splendens</i>	**
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	***
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	***

Wie bereits unter 5.2.4 erwähnt wurden bei *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* Bestimmungen des Isotopenverhältnisses im vierteljährlichen Abstand vorgenommen. Die Ergebnisse der Messungen sind in Abbildung 5.6 dargestellt, die Signifikanzniveaus der Unterschiede zwischen den Gebieten nach einem Jahr Expositionsdauer zeigt Tabelle 5.6.

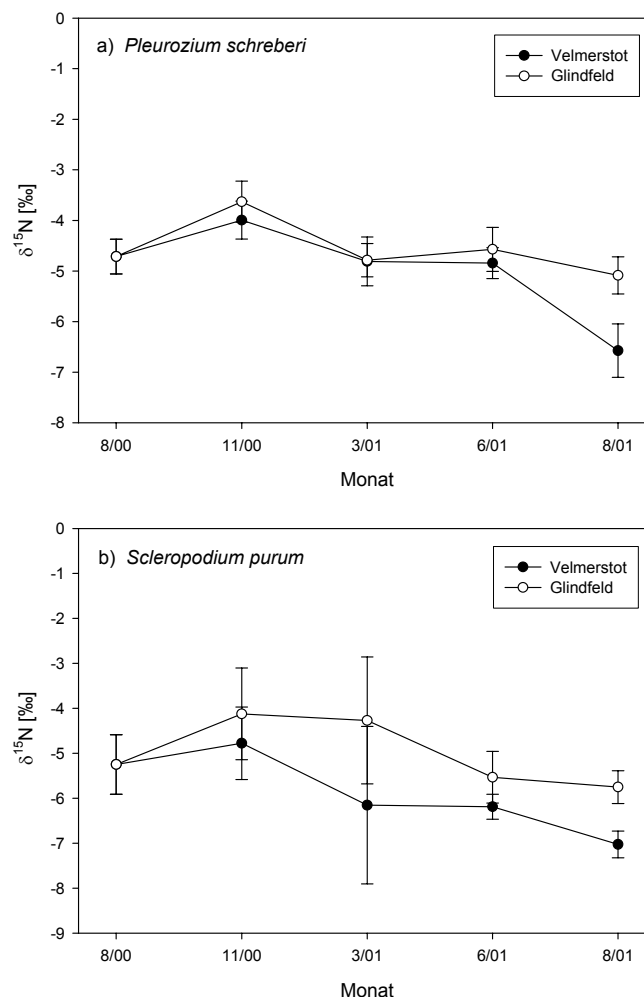


Abb. 5.6 a-b: $\delta^{15}\text{N}$ der zwischen August 2000 und August 2001 an den Stationen Velmerstot und Glindfeld standardisiert ausgebrachten Pflanzen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus 6 Parallelen mit 95%-Konfidenzintervallen.

Tab. 5.6: Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Signifikanzniveaus nach zwölfmonatiger Expositionsdauer.

Art	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	***
<i>Scleropodium purum</i>	***

Bis zum vorletzten Beprobungstermin (6/01) sind bei beiden Arten lediglich Tendenzen eines an der Velmerstot negativeren $\delta^{15}\text{N}$ zu erkennen (Abb. 5.6), die Unterschiede zu den einzelnen Beprobungsterminen sind nicht signifikant. Erst bei der abschließenden Messung (8/01) hat sich bei beiden Arten ein deutlicher Unterschied eingestellt, der, wie aus Tabelle 5.6 hervorgeht, jeweils höchstsignifikant ist.

5.4 Diskussion

5.4.1 Mikroklima

Den Ergebnissen der Logger-Auswertung zur Folge waren für die Dauer des Experiments zwar durchaus mikroklimatische Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten festzustellen, die Länge der Wachstumsphasen dürfte aber nicht wesentlich different gewesen sein. Die in Glindfeld günstigeren Feuchteverhältnisse wurden von einer größeren Anzahl an Froststunden begleitet (Tab. 5.2, 5.3), weshalb drastische Unterschiede in der Biomasseproduktion oder dem Sprosslängenwachstum eher unwahrscheinlich erscheinen.

5.4.2 Stickstoffgehalte

Die über den Gesamtzeitraum des Experiments anhaltende Vitalität der meisten Arten in den Transplantationsgefäßen trotz fehlenden Substrats kann nur auf atmosphärische Nährstoffzufuhr oder auf Nährstoffrecycling zurückgeführt werden. Die Kombination aus beidem ist ebenfalls möglich. Ein Eintrag gelöster Stoffe durch Spritzwasser (VAN TOOREN et al. 1990b) ist wegen der Höhe der Gefäßöffnungen über der Geländeoberfläche (Abb. 5.3) sowie der in beiden Gebieten dichten Grasnarbe weitgehend auszuschließen.

Beim überwiegenden Teil der Arten kann von einer guten Anpassung an atmosphärische Nährstoffversorgung ausgegangen werden (TAMM 1953, LONGTON & GREENE 1979, RINCON & GRIME 1989, BATES 1993). Für *Rhytidiadelphus squarrosus* vermutet LONDO (2002), dass die Art erst im Zuge gestiegener Luftverschmutzung weitgehend substratunabhängig geworden ist. Die beobachteten Verfärbungen bei *Rhytidiadelphus triquetrus* an der Velmerstot stehen möglicherweise mit der bereits angesprochenen Empfindlichkeit der Art gegenüber Ammonium bzw. Ammoniak in Zusammenhang (s. 4.4.1). Das teilweise Absterben des ubiquistischen *Brachythecium rutabulum* ist wahrscheinlich auf Nährstoffmangel zurückzuführen. Die Art gilt als wenig effektiv in der Ausnutzung schubartiger Nährstoffzufuhr, wie sie bei Niederschlagsereignissen stattfindet (BATES 1994). Sie profitiert vielmehr von einer konstanten Versorgung über das besiedelte Substrat (RINCON 1990). Nährstoffrecycling, d.h. ein Transfer von organischen Molekülen und Mineralstoffen aus älteren oder abgestorbenen in jüngere Sprosssteile (BROWN 1982), ist für einige der untersuchten Arten beschrieben (BROWN & BATES 1990, WELLS & BROWN 1996, BATES & BAKKEN 1998, ECKSTEIN & KARLSSON 1999).

Die ungleichen Verläufe der Stickstoffgehalte bei den einzelnen Arten sowie die bis zum vorletzten Beprobungstermin zumeist nur tendenziellen Unterschiede zwischen den Gebieten weisen auf eine Anpassungsphase an die veränderten Umweltbedingungen in den Gefäßen hin. Deren Länge dürfte, da die verwendeten Arten sich ökologisch voneinander unterscheiden, variiert haben. Zum letzten Beprobungstermin zeichnen sich bei den Stickstoffgehalten aller sechs Arten eindeutige Unterschiede zwischen den beiden Gebieten ab (Abb. 5.4). Es ist anzunehmen, dass diese Gehaltsdifferenzen tatsächlich auf unterschiedlich starke Anreicherung und nicht etwa auf depositionsbedingte Wuchshemmung an der Velmerstot zurückzuführen sind. Letztere findet, wie AERTS et al. (1992) sowie LIMPENS & BERENDSE (2003) am Beispiel ombrotropher Sphagnum zeigen konnten, wahrscheinlich selbst bei deutlich höherem N-Eintrag als in den beiden Untersuchungsgebieten noch nicht statt.

Transplantationsexperimente zur Betrachtung des Zusammenhangs zwischen Deposition und Stickstoffgehalten in Moosen sind in der Vergangenheit bereits mehrfach, allerdings fast nie mit Abkoppelung der Pflanzen vom Substrat, durchgeführt worden. Lediglich PRESS et al. (1986) brachten *Sphagnum cuspidatum* in einem urban stark beeinflussten Gebiet standardisiert in Bechergläsern aus und konnten nach etwa drei Monaten eine deutliche Zunahme der N-Gewebekonzentration nachweisen. BADDELEY et al. (1994) transplantierten *Racomitrium lanuginosum* aus einem gering belasteten Gebiet in die Nähe eines urbanen Raums und stellten nach 15 Monaten eine deutliche Erhöhung des Stickstoffgehalts bei der Art fest.

BAKKEN (1995b) beobachtete nach einer reziproken Transplantation von *Dicranum majus* zwischen zwei unterschiedlich stark belasteten Gebieten keine deutliche Anpassung der Gewebekonzentration an die veränderten Depositionsbedingungen und führt dies teilweise auf genetische Ursachen zurück.

5.4.3 Natürliches N-Isotopenverhältnis ($\delta^{15}\text{N}$)

Da bislang kaum Untersuchungen zu natürlichen N-Isotopenverhältnissen von Moosen existieren (s. 1.4), stehen entsprechend wenige Vergleichsdaten zur Verfügung. Von der Größenordnung stimmen die für die Arten ermittelten Werte mit Angaben von PEARSON et al. (2000) für *Homalothecium sericeum* und *Grimmia pulvinata* aus dem ländlichen Raum Großbritanniens überein. SCHULZ et al. (2000) fanden bei *Scleropodium purum* in Ostdeutschland teilweise deutlich negativere Werte bis -19,1 ‰.

Mit Ausnahme von *Brachythecium rutabulum*, bei dem wie bereits erwähnt die massenspektrometrische Analyse fehlschlug, wurden für alle übrigen standardisiert ausgebrachten Arten nach 12 Monaten Expositionsdauer hoch- bzw. höchstsignifikant negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte an der Velmerstot gegenüber Glindfeld festgestellt (Tab. 5.5, 5.6). Verantwortlich hierfür könnte die zwischen den beiden Gebieten bestehende deutliche Differenz in der NH_4^+ -N Deposition sein (Tab. 5.1). Diese Annahme beruht auf den Erkenntnissen von FREYER (1978), HEATON et al. (1997) sowie GARTEN (1992), die bei Niederschlagsanalysen für Ammonium stets ein deutlich negativeres $\delta^{15}\text{N}$ ermittelten als für Nitrat. FREYER gibt für den Raum Jülich unter Berücksichtigung jahreszeitlicher Schwankungen für NH_4^+ -N $\delta^{15}\text{N}$ -Werte zwischen -8,8 und -13,7 ‰ und für NO_3^- -N zwischen +0,8 und -6,4 ‰ an. Die Untersuchung von HEATON et al. in Großbritannien ergab $\delta^{15}\text{N}$ -Werte zwischen -5,6 und -8,6 ‰ für Ammoniumstickstoff sowie zwischen +0,9 und -1,5 ‰ für Nitratstickstoff. GARTEN fand sowohl bei Bulk-Messungen im Freiland als auch bei Betrachtung von Bestandsniederschlägen signifikant negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte für NH_4^+ -N als für NO_3^- -N.

Als Ursache für diesen Unterschied zwischen Ammonium und Nitrat ist die Variation der $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur bei den verschiedenen Quellverbindungen anzunehmen. NH_4^+ im Niederschlag entsteht durch Transformation von NH_3 bei dessen Aufnahme in Wolken- oder Niederschlagstropfen (MOORE 1974, ASMAN 1994). Die NH_3 -Emissionen in Deutschland stammen zu über 90 % aus der Landwirtschaft und dabei insbesondere aus der Massentierhaltung (FANGMEIER et al. 1994, SCHATZMANN 1994). Nach FREYER (1978) ist Ammoniak, das aus

der Massentierhaltung freigesetzt wird, wegen der Diskriminierung des schwereren N-Isotops beim Verflüchtigungsprozess besonders ^{15}N abgereichert. SCHULZ et al. (2001) ermittelten für aus Gülle gewonnenes Ammoniak $\delta^{15}\text{N}$ -Werte zwischen -37,0 und -42,9‰. Vorläufer des Nitrats im Regenwasser sind dagegen vor allem die Stickoxide NO und NO_2 (SÖDERLUND et al. 1985), die zum überwiegenden Teil aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe stammen. Als Hauptemittent von NO_x gilt der Verkehr, gefolgt von Kraft- und Fernheizwerken (LAMMEL 1993, GAUGER et al. 1999). Das $\delta^{15}\text{N}$ von Stickoxiden in Autoabgasen liegt etwa im Bereich zwischen +3,7 und -1,8‰ (FREYER 1991), für Kraftwerkemissionen wurden Werte zwischen +6 und +13‰ ermittelt (HEATON 1990). Dies bedingt die nur schwach negativen bis deutlich positiven $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Nitrats im Niederschlag.

Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnisse erscheint es unwahrscheinlich, dass die an der Velmerstot ebenfalls deutlich höhere NO_3^- -N-Deposition (Tab. 5.1) für den Unterschied im $\delta^{15}\text{N}$ der Moose verantwortlich war. Dies hätte zu umgekehrten Ergebnissen, also positiveren Werten an der Velmerstot, führen müssen. Für den stärkeren Einfluss des NH_4^+ -N spricht weiterhin die für Moose vermutete präferente Aufnahme von Ammonium (s. 4.4.1 sowie SCHULZ et al. 2000). In Betracht zu ziehen ist auch eine direkte Beeinflussung der an der Velmerstot exponierten Pflanzen durch trockene Deposition von NH_3 , zu der allerdings keine Vergleichsdaten zur Verfügung standen. Nach den Untersuchungen von ASMAN et al. (1989) sowie PITCAIRN et al. (2002) ist von erhöhten NH_3 -Konzentrationen der Luft nur in unmittelbarer Emittentennähe auszugehen, da Ammoniak entweder sehr rasch trocken deponiert oder zum Folgeprodukt NH_4^+ konvertiert wird (FANGMEIER et al. 1994). In NH_4^+ -Form ist dagegen ein Transport über größere Entfernungen möglich (ASMAN & JANSSEN 1987). Dennoch konnten HICKS et al. (2000) bei einem Bergtransekt im Randbereich eines Emissionsgebietes Einflüsse der trockenen NH_3 -Deposition bis in mehrere hundert Meter Höhe nachweisen.

Einen Zusammenhang zwischen $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ stellten auch SCHULZ et al. (2001) bei der Analyse von Kiefernborke aus unterschiedlich stark belasteten Gebieten fest. Die Autoren ermittelten für Bereiche in Ostdeutschland mit intensiver Landwirtschaft wesentlich negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als für emittentenferne Regionen in Russland. Weiterhin konnten sie eine Korrelation zwischen dem Ammoniumgehalt der Borke und dem $\delta^{15}\text{N}$ zeigen, wobei mit zunehmender NH_4^+ -Konzentration das $\delta^{15}\text{N}$ negativer wurde. PEARSON et al. (2000) beschreiben eine Abhängigkeit des $\delta^{15}\text{N}$ bei epilithischen Moosen von der vorwiegend emittierten Stickstoffspezies bzw. deren $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur. Sie ermittelten für mehrere Arten positive Werte in Ballungsräumen mit verkehrsbedingt hohen NO_x -Emissionen, schwach

negative Werte für Bereiche mit geringerem Verkehrsaufkommen und stark negative Werte für den ruralen Raum mit dominierenden NH_3 -Emissionen.

Bei der vierteljährlichen Beprobung der standardisiert ausgebrachten Arten *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* (Abb. 5.6) waren, ähnlich wie bei der Bestimmung des Stickstoffgehalts (s. 5.4.2), bis einschließlich des vorletzten Beprobungstermins nur tendenzielle Unterschiede zwischen den Gebieten erkennbar. Als Ursache ist auch hier eine Anpassungsphase an die veränderten mikroklimatischen Verhältnisse in den Gefäßen zu vermuten.

5.5 Folgerungen

Die bei der standardisierten Ausbringung nach einem Jahr Expositionsdauer sowohl hinsichtlich der Stickstoffgehalte als auch in Bezug auf das $\delta^{15}\text{N}$ ermittelten signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Untersuchungsgebieten bei allen betrachteten Arten weisen auf eine potenzielle Eignung dieser Methode zum Nachweis von N-Depositionsunterschieden hin. Ob auf diese Weise tatsächlich eine Korrelation zu regional variierenden Stickstoffeinträgen hergestellt werden kann, müsste durch Vergleich einer größeren Anzahl von Gebieten mit bekannten Depositionen geprüft werden. Eine mehrjährige Exposition müsste Aufschluss darüber geben, ob sich die beobachteten Unterschiede langfristig stabilisieren.

Wegen der bereits angesprochenen, mehrmonatigen Anpassungsphase, die bei den ersten Beprobungsterminen zu eher diffusen Ergebnissen geführt hat, wäre nach Aufstellung der Gefäße in möglichen Untersuchungsgebieten eine Frist von einem halben bis dreiviertel Jahr vor der ersten Beprobung als sinnvoll zu erachten. Dies könnte auch eine von vornherein geringere Streuung der Messwerte, wie sie bei den Stickstoffgehalten zum Ende des Experiments zu beobachten war (Abb. 5.4), bewirken. Was die Auswahl der Arten betrifft, sollte aufgrund der beobachteten Schädigungen auf die Verwendung von *Brachythecium rutabulum* und *Rhytidiadelphus triquetrus* verzichtet werden.

Die Optimierung der Gefäße in Hinblick auf eine stärkere Erfassung der trockenen und feuchten Deposition, etwa durch teilweisen Ersatz der Gefäßwände durch Gitter, ist wahrscheinlich nur sehr eingeschränkt möglich. Damit der für Moose bekannte und für die „Auskämmung“ vorteilhafte hohe Blattflächenindex zum Tragen kommt, müssten die

exponierten Pflanzen anströmbar sein (VAN TOOREN et al. 1990b). Dies birgt jedoch die Gefahr von Trockenstress und einem dadurch bedingten Absterben.

Ein Vorteil der Depositionserfassung mittels standardisiert ausgebrachten Moosen im Vergleich zur Bulk-Messung liegt möglicherweise darin, dass bereits deponiertes Ammonium sich nicht, wie BUIJSMAN & ERISMANN (1988) dies für Bulk-Sammler in Abhängigkeit von der Temperatur beschreiben, durch unterschiedliche Reaktionen wieder teilweise verflüchtigt. Als vorteilhaft gegenüber dem passiven N-Moosmonitoring ist anzuführen, dass beim aktiven Monitoring zum einen keine Abhängigkeit von natürlichem Vorkommen einer Art in einem zu untersuchenden Gebiet besteht, zum anderen die Expositionsdauer genau festgelegt werden kann (WEGENER et al. 1992, FALLA et al. 2000). Des Weiteren können Einflüsse durch das besiedelte Substrat, die nach der Untersuchung von MALYSHEVA (1982) auch bei Filzbildnern wie *Pleurozium schreberi* zu berücksichtigen sind, ausgeschlossen werden.

Die Einbeziehung des natürlichen N-Isotopenverhältnisses in großräumige Untersuchungen könnte zur Differenzierung anthropogener Emissionsquellen beitragen. Nach den Ergebnissen dieses Experiments ist ein Zusammenhang zwischen der Ammoniumdeposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ der Moose denkbar (siehe auch SCHULZ et al. 2000). Ob diesbezüglich eine signifikante Beziehung besteht, kann erst durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

6 Untersuchung zur historischen Veränderung der Deposition

6.1 Einleitung

Moose wurden in der Vergangenheit bereits mehrfach zur Analyse historischer Veränderungen der Depositionsverhältnisse eingesetzt. So konnten etwa BADDELEY et al. (1994), die unter Verwendung von *Racomitrium lanuginosum* Stickstoffgehalte von Herbarmaterial mit denen aktueller Aufsammlungen verglichen, zeigen, dass in Großbritannien regionale Unterschiede in der N-Deposition früher wahrscheinlich wesentlich schwächer ausgeprägt waren als heute und dass weiterhin der atmosphärische Stickstoffeintrag insgesamt vor 100-150 Jahren deutlich niedriger war. Untersuchungen von PITCAIRN et al. (1995) sowie WOOLGROVE & WOODIN (1996) mit weiteren Moosarten bestätigen die offensichtliche Eignung von Moosen zum Nachweis eines historischen N-Depositionsanstiegs. Unberücksichtigt blieb in diesen Studien bislang das natürliche N-Isotopenverhältnis, das vermutlich Aussagen zur Stickstoffquelle bzw. deren Veränderung erlaubt (s. 5.4.3).

Für Mitteleuropa liegen bislang weder zu Stickstoffgehalten noch zum $\delta^{15}\text{N}$ von Moosen Vergleichsuntersuchungen zwischen Herbarmaterial und aktuellen Aufsammlungen vor. Aus diesem Grund wurden die Sammlungen des Westfälischen Museums für Naturkunde (Münster) sowie des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande (Bonn) auf aus Nordrhein-Westfalen und angrenzenden Gebieten stammendes Altmaterial von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* durchgesehen, die historischen Fundlokalitäten recherchiert und erneut beprobt. Mit den ermittelten Daten wurden weitere Untersuchungen zur Höhenabhängigkeit des Stickstoffgehalts und des $\delta^{15}\text{N}$ sowie Korrelationen zwischen den beiden Arten durchgeführt.

6.2 Material und Methoden

6.2.1 Herbarmaterial und Probenahmegebiete

In den Herbarien fanden sich insgesamt 24 für die Untersuchung relevante Belege mit einem Alter zwischen 70 und 145 Jahren. Die genaue Ermittlung der historischen Fundstellen war wegen teils unzureichender Beschriftung der Konvolute nicht immer möglich. Außerdem

wurden die Arten bei der aktuellen Probenahme nicht immer an den beschriebenen Lokalitäten wiedergefunden. In diesen Fällen wurden den Altfundstellen am nächsten liegende Populationen beprobt. Eine Übersicht über die historischen Probestellen mit den Angaben auf den Belegen ist dem Anhang zu entnehmen (Anhang D). Weiterhin sind dort die aktuellen Probestellen mit detaillierten geografischen Angaben sowie Beschreibungen der Sammelstellen aufgelistet.

6.2.2 Probenahme und Materialaufbereitung

Die erneute Beprobung fand im Zeitraum Dezember 2001 bis Januar 2002 statt. Für die bereits angesprochenen weiteren Untersuchungen wurden nach Möglichkeit stets beide Arten besammelt. Die Probenahme erfolgte in sieben Parallelen, der Abstand zwischen den Sammelpunkten an einer Lokalität betrug meist 50 cm. Sämtliche Probeflächen waren frei von Überdeckungen durch Gehölze. Auf Grund der Materialknappheit konnte bei den Herbarbelegen jeweils nur eine Laborparallele gebildet werden. Wie in den zuvor geschilderten Untersuchungen wurde auch hier mit 2 cm-Sprossspitzen gearbeitet, mit Ausnahme weniger Herbarbelege bestand eine Parallele aus jeweils 10 dieser apikalen Abschnitte.

6.2.3 Statistische Auswertung

Für die Signifikanzprüfung von Unterschieden zwischen den Messwerten des Herbarmaterials und denen der aktuellen Aufsammlungen fand die einfaktorielle Varianzanalyse Anwendung, die nach SOKAL & ROHLF (1995) als geeignetes Verfahren für den Vergleich einer Einzelprobe mit einer Stichprobe aus mehreren Elementen anzusehen ist. Die grafische Darstellung von Veränderungen der Stickstoffgehalte und des $\delta^{15}\text{N}$ erfolgt als Differenzen.

Die Zusammenhänge zwischen Höhe und gemessenen $N_{\text{abs.}}$ - bzw. $\delta^{15}\text{N}$ -Werten für *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* wurden mittels Regression mit Kurvenanpassung untersucht. Für den Vergleich der Stickstoffgehalte bzw. des $\delta^{15}\text{N}$ zwischen den beiden Arten wurden Korrelationen durchgeführt, als Maß für die Stärke gefundener Zusammenhänge wird der Produktmoment-Korrelationskoeffizienten nach Pearson angegeben.

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Veränderung des Stickstoffgehalts und des $\delta^{15}\text{N}$

In den Tabellen 6.1 und 6.2 sind die jeweils 12 Lokalitäten zusammengestellt, für die Herbarmaterial von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* zur Verfügung stand und die aktuell wiederbeprobte wurden. Die Tabellen zeigen die absoluten Werte der Stickstoffgehalts- und der $\delta^{15}\text{N}$ -Bestimmung des Altmaterials sowie der aktuellen Aufsammlungen. In den Abbildungen 6.1 bis 6.4 sind die Differenzen der Stickstoffgehalte und des $\delta^{15}\text{N}$ zwischen Herbarmaterial und aktuellen Aufsammlungen dargestellt. Für die Reihenfolge der Gebiete, die jeweils in der Tabelle und den beiden zugehörigen Grafiken gleich ist, wurde die positiv zunehmende Differenz der Stickstoffgehalte gewählt.

Tab. 6.1: *Pleurozium schreberi*, Übersicht über die besammelten Lokalitäten mit Sammeljahr des Herbarmaterials, Stickstoffgehalt und $\delta^{15}\text{N}$ jeweils des Herbarmaterials (alt) sowie der aktuellen Aufsammlung (akt.). Werte der aktuellen Aufsammlungen sind Mittel aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung.

Lokalität	Jahr	N _{abs. alt} [% TG]	N _{abs. akt.} [% TG]	$\delta^{15}\text{N}$ alt [‰]	$\delta^{15}\text{N}$ akt. [‰]
Jünkerath (Eifel)	1931	1,31	0,89 ± 0,09	-3,78	-4,35 ± 0,27
Hellenthal (Eifel)	1932	1,20	0,95 ± 0,17	-3,54	-3,16 ± 0,87
Montabaur (Westerwald)	1930	1,08	0,99 ± 0,16	-4,30	-4,57 ± 1,05
Bonn (Mittelrheingebiet)	1928	1,56	1,53 ± 0,12	-3,91	-5,36 ± 0,68
Medebach (Sauerland)	1915	0,96	0,98 ± 0,11	-0,65	-3,78 ± 0,65
Bruchhausen (Sauerland)	1887	1,17	1,28 ± 0,08	-4,05	-3,92 ± 0,26
Nürburg (Eifel)	1866	0,94	1,07 ± 0,13	-3,63	-4,86 ± 0,43
Münster (Westf. Bucht)	1897	1,17	1,33 ± 0,15	-5,67	-7,19 ± 0,33
Telgte (Westf. Bucht)	<1900 ¹	1,05	1,31 ± 0,16	-3,43	-7,15 ± 0,61
Lippstadt (Westf. Bucht)	<1900 ¹	1,34	1,68 ± 0,23	-2,70	-5,87 ± 0,78
Fürstenberg (Solling)	1862	1,02	1,50 ± 0,14	-3,22	-4,49 ± 0,70
Rheine (Westf. Bucht)	1914	1,51	2,11 ± 0,18	-5,95	-7,67 ± 0,64

¹Die Belege aus Telgte und Lippstadt waren ohne Angabe des Sammeljahrs. Da die Sammler und deren Schaffenszeit dem Verfasser jedoch bekannt sind, kann davon ausgegangen werden, dass die Proben aus der Zeit vor 1900 stammen.

Für das Herbarmaterial von *Pleurozium schreberi* wurden Stickstoffgehalte zwischen 0,94 und 1,51 % gemessen, die Werte der aktuellen Aufsammlungen schwanken zwischen 0,89 und 2,11 % (Tab. 6.1). Über die 12 Fundorte gemittelt ist eine Zunahme der N-Konzentration von 9 % zu verzeichnen. Abnahmen und nur geringe Veränderungen wurden insbesondere bei den Mittelgebirgslokalitäten in Eifel, Westerwald und Sauerland festgestellt (Abb. 6.1). Deutliche

Zunahmen, von denen zwei signifikant sind, ergeben sich für die Lokalitäten in der Westfälischen Bucht sowie das östlich zu dieser liegende Fürstenberg im Solling.

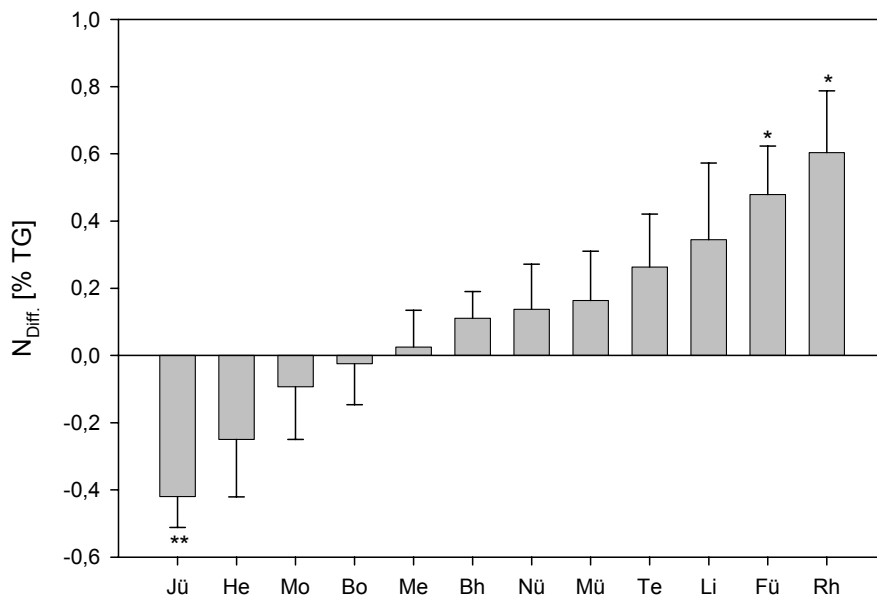


Abb. 6.1: *Pleurozium schreberi*, Differenzen zwischen den Stickstoffgehalten des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen ($N_{\text{Diff.}}$). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokalitäten entsprechend Tabelle 6.1.

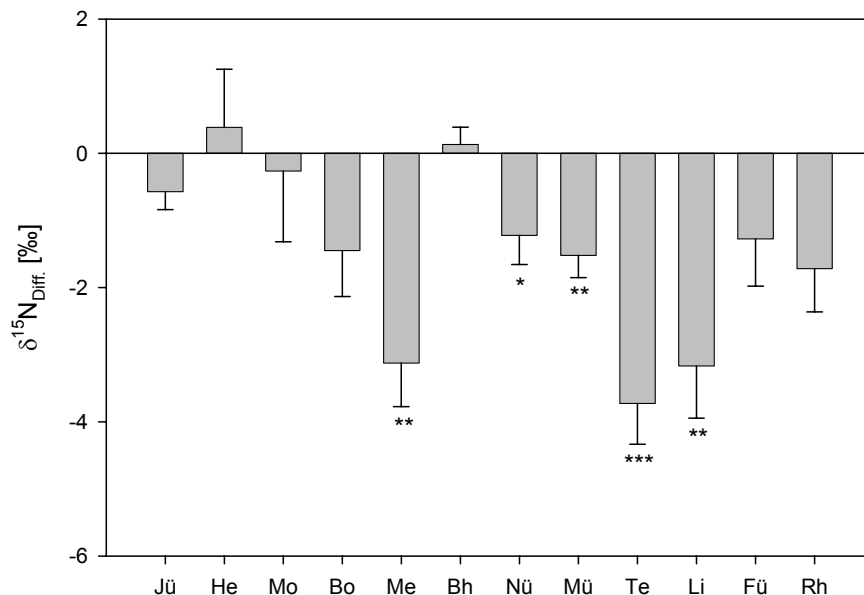


Abb. 6.2: *Pleurozium schreberi*, Differenzen zwischen dem $\delta^{15}\text{N}$ des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen ($\delta^{15}\text{N}_{\text{Diff.}}$). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokalitäten entsprechend Tabelle 6.1.

Das $\delta^{15}\text{N}$ schwankt beim Herbarmaterial zwischen -0,65 und -5,95 ‰ mit einem durchschnittlichen Wert von -3,74 ‰, bei den aktuellen Aufsammlungen zwischen -3,16 und -7,67 ‰ mit einem Durchschnitt von -5,20 ‰ (Tab. 6.1). Gemittelt über die 12 Fundorte ist das $\delta^{15}\text{N}$ somit um 1,46 negativer geworden. Aus Abbildung 6.2 geht hervor, dass der Trend zu einem negativeren $\delta^{15}\text{N}$ bei nahezu allen Lokalitäten zu beobachten ist. Die stärksten Veränderungen, die zugleich hoch- bzw. höchstsignifikant sind, haben an zwei Fundorten in der Westfälischen Bucht sowie einer im Sauerland stattgefunden.

Tab. 6.2: *Scleropodium purum*, Übersicht über die besammelten Lokalitäten mit Sammeljahr des Herbarmaterials, Stickstoffgehalt und $\delta^{15}\text{N}$ jeweils des Herbarmaterials (alt) sowie der aktuellen Aufsammlung (akt.). Werte der aktuellen Aufsammlungen sind Mittel aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung.

Lokalität	Jahr	N _{abs.} alt [% TG]	N _{abs.} akt. [% TG]	$\delta^{15}\text{N}$ alt [‰]	$\delta^{15}\text{N}$ akt. [‰]
Hellenthal (Eifel)	1929	1,52	1,00 ± 0,12	-4,49	-3,60 ± 0,68
Selters 1 (Westerwald)	1932	1,21	1,12 ± 0,24	-4,29	-4,67 ± 1,05
Selters 2 (Westerwald)	1932	1,05	1,12 ± 0,24	-4,74	-4,67 ± 1,05
Steinfurt (Westf. Bucht)	1858	1,45	1,71 ± 0,15	-1,85	-8,01 ± 0,39
Münster (Westf. Bucht)	1857	1,35	1,67 ± 0,17	-2,94	-5,51 ± 0,59
Lippstadt (Westf. Bucht)	1863	0,96	1,30 ± 0,17	-1,04	-5,48 ± 0,95
Bielefeld (Weserbergland)	1931	0,95	1,37 ± 0,14	-2,86	-5,44 ± 0,35
Warstein (Sauerland)	1859	1,05	1,50 ± 0,21	-1,45	-5,79 ± 0,41
Höxter (Weserbergland)	1859	0,94	1,55 ± 0,28	-3,11	-6,62 ± 0,36
Rheine (Westf. Bucht)	1914	1,30	1,99 ± 0,33	-3,58	-7,25 ± 0,61
Bonn 2 (Mittelrheingebiet)	1927	0,87	1,62 ± 0,19	-2,89	-5,37 ± 0,26
Bonn 1 (Mittelrheingebiet)	1927	0,70	1,62 ± 0,19	-3,02	-5,37 ± 0,26

Anmerkung: Selters 1+2 sowie Bonn 1+2 liegen unterschiedliche Herbarproben, aber die gleichen aktuellen Aufsammlungen zugrunde

Bei *Scleropodium purum* betragen die Stickstoffgehalte des Herbarmaterials zwischen 0,70 und 1,52 %, die Werte der aktuellen Aufsammlungen liegen zwischen 1,00 und 1,99 % (Tab. 6.2). Gemittelt über die 12 Lokalitäten ist eine Zunahme der N-Konzentration von 33 % zu verzeichnen. Erhöhte Stickstoffgehalte gegenüber dem Altmaterial sind zumindest tendenziell in fast allen Fällen zu beobachten (Abb. 6.3). Die deutlichsten Zunahmen ergeben sich für die Lokalitäten in der Westfälischen Bucht und dem angrenzenden Weserbergland sowie hochsignifikant für den Bereich Bonn im Mittelrheingebiet. Eine hochsignifikante Abnahme ist, wie bereits bei *Pleurozium schreberi*, für ein Gebiet in der Eifel festzustellen.

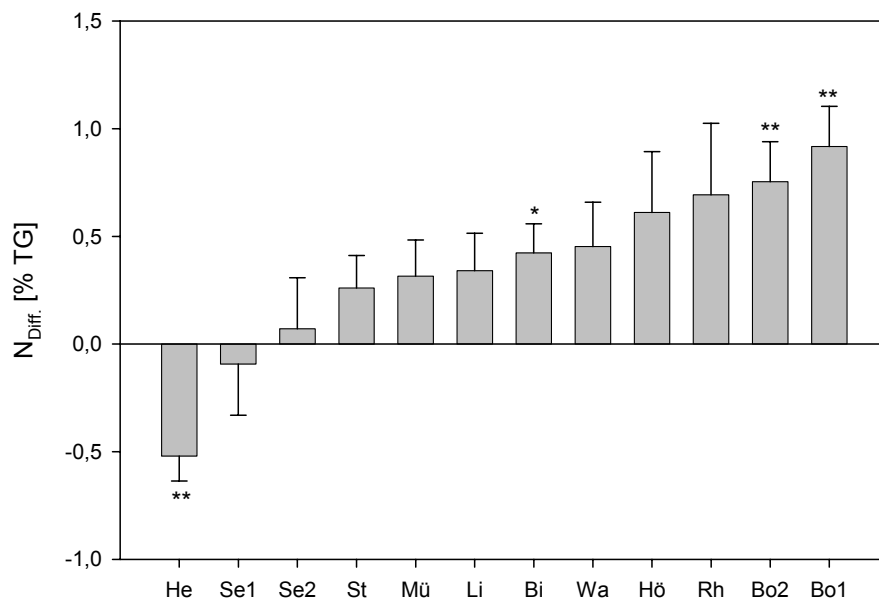


Abb. 6.3: *Scleropodium purum*, Differenzen zwischen den Stickstoffgehalten des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen ($N_{\text{Diff.}}$). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokalitäten entsprechend Tabelle 6.2.

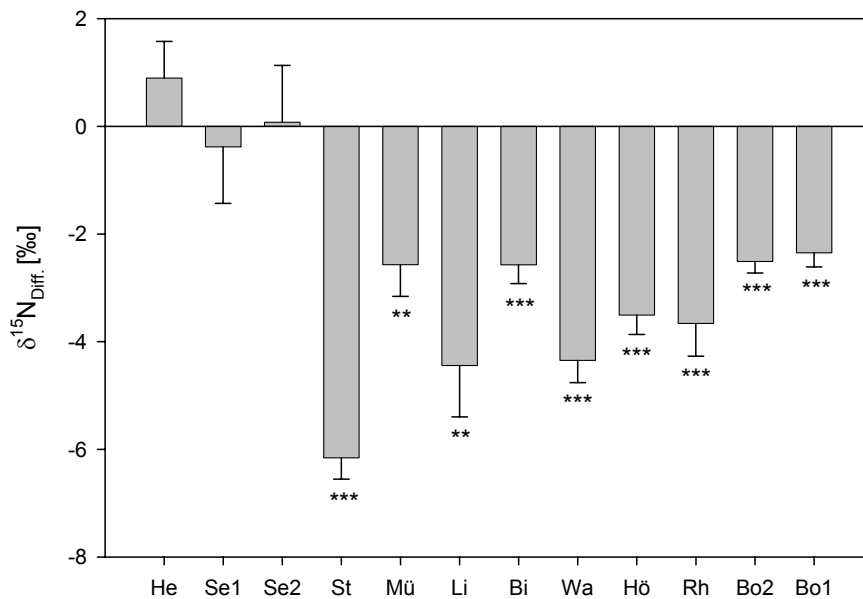


Abb. 6.4: *Scleropodium purum*, Differenzen zwischen dem $\delta^{15}\text{N}$ des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen ($\delta^{15}\text{N}_{\text{Diff.}}$). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokalitäten entsprechend Tabelle 6.2.

Das $\delta^{15}\text{N}$ schwankt beim Herbarmaterial von *Scleropodium purum* zwischen -1,04 und -4,74‰ mit einem durchschnittlichen Wert von -3,02‰, bei den aktuellen Aufsammlungen zwischen -3,60 und -7,67‰ mit einem Durchschnitt von -5,77‰ (Tab. 6.2). Über die 12 Lokalitäten gemittelt ist das $\delta^{15}\text{N}$ somit um 2,75 negativer geworden. Mit Ausnahme der Proben aus den Gebieten in Eifel und Westerwald ergibt sich für alle übrigen aktuellen Aufsammlungen ein hoch- bzw. höchstsignifikant negativeres $\delta^{15}\text{N}$ gegenüber dem historischen Material (Abb. 6.4). Die stärksten Veränderungen haben wie bei *Pleurozium schreberi* an zwei Lokalitäten in der Westfälischen Bucht sowie einer im Sauerland stattgefunden.

6.3.2 Zusammenhang zwischen Meereshöhe und Stickstoffgehalt bzw. $\delta^{15}\text{N}$

In den Abbildungen 6.5 bis 6.8 sind die Zusammenhänge zwischen der Meereshöhe und dem Stickstoffgehalt sowie der Meereshöhe und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* dargestellt. Die Datengrundlage bildeten die aktuellen Aufsammlungen des historischen Vergleichs, die jeweils durch die Parallelbeprobung ergänzt wurden (s. 6.2.2). Detaillierte Angaben zu den Probenahmestellen sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang D).

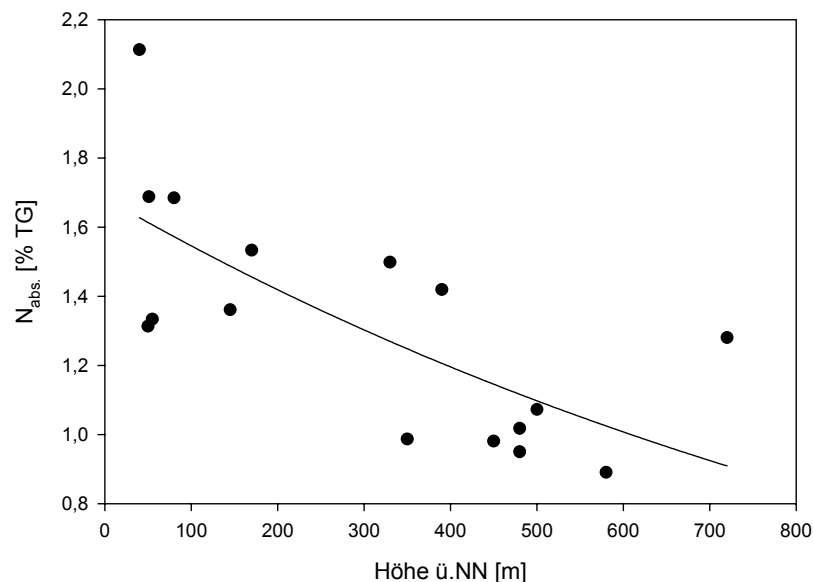


Abb. 6.5: *Pleurozium schreberi*, Zusammenhang zwischen Höhe und Stickstoffgehalt. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression.

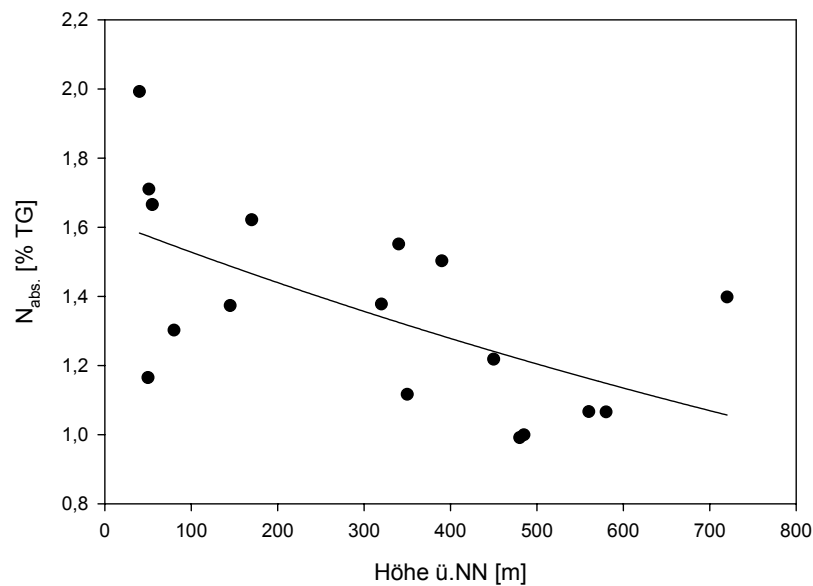


Abb. 6.6: *Scleropodium purum*, Zusammenhang zwischen Höhe und Stickstoffgehalt. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression.

Bei beiden Arten ist ein Trend zu höheren Stickstoffgehalten in den Tieflagen gegenüber den Mittelgebirgslokalitäten zu erkennen (Abb. 6.5, 6.6). Die Abnahme der N-Konzentrationen mit zunehmender Höhe verläuft in beiden Fällen fast linear. Sie ist bei *Pleurozium schreberi* etwas stärker ausgeprägt als bei *Scleropodium purum*.

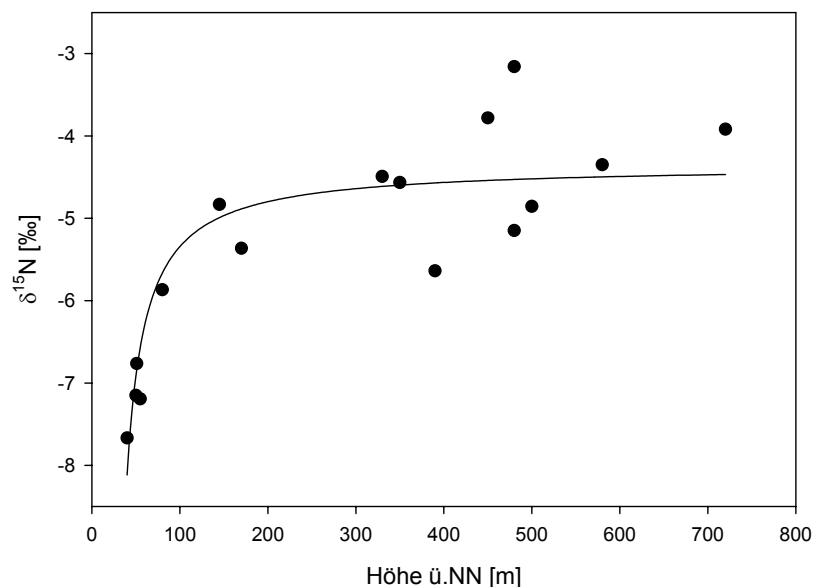


Abb. 6.7: *Pleurozium schreberi*, Zusammenhang zwischen Höhe und $\delta^{15}\text{N}$. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression.

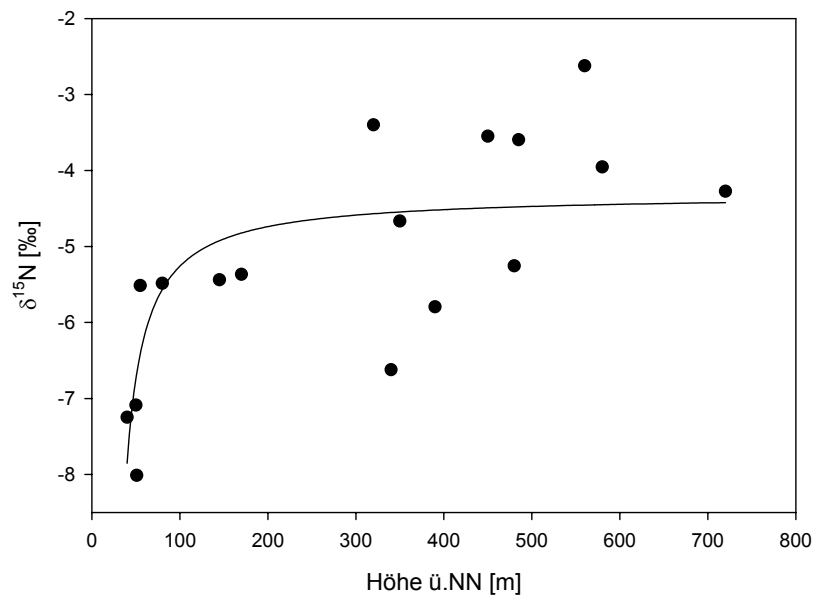


Abb. 6.8: *Scleropodium purum*, Zusammenhang zwischen Höhe und $\delta^{15}\text{N}$. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression.

Das $\delta^{15}\text{N}$ ist bei beiden Arten in den Tieflagen negativer als in den Mittelgebirgen (Abb. 6.7, 6.8). Der Verlauf des mit der Höhe positiver werdenden $\delta^{15}\text{N}$ lässt sich in beiden Fällen am besten durch Anpassung einer logarithmischen Kurve beschreiben. Danach sind starke Veränderungen bis zu einer Meereshöhe von 200 m zu verzeichnen, darüber ist kaum eine höhenbedingte Differenzierung möglich.

6.3.3 Korrelationen zwischen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*

In den Abbildungen 6.9 und 6.10 sind die Korrelationen der Stickstoffgehalte und des $\delta^{15}\text{N}$ zwischen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* dargestellt. Als Datengrundlage dienten die Messwerte der im Rahmen des historischen Vergleichs durchgeführten Parallelbeprobung der beiden Arten (s. 6.2.2).

Aus der Parallelbeprobung der beiden Arten in den unterschiedlichen Gebieten ergeben sich sowohl hinsichtlich des Stickstoffgehalts als auch in Bezug auf das $\delta^{15}\text{N}$ hochsignifikante Zusammenhänge (Abb. 6.9, 6.10). Beim Stickstoffgehalt ist die Beziehung zwischen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* noch etwas stärker als beim natürlichen N-Isotopenverhältnis.

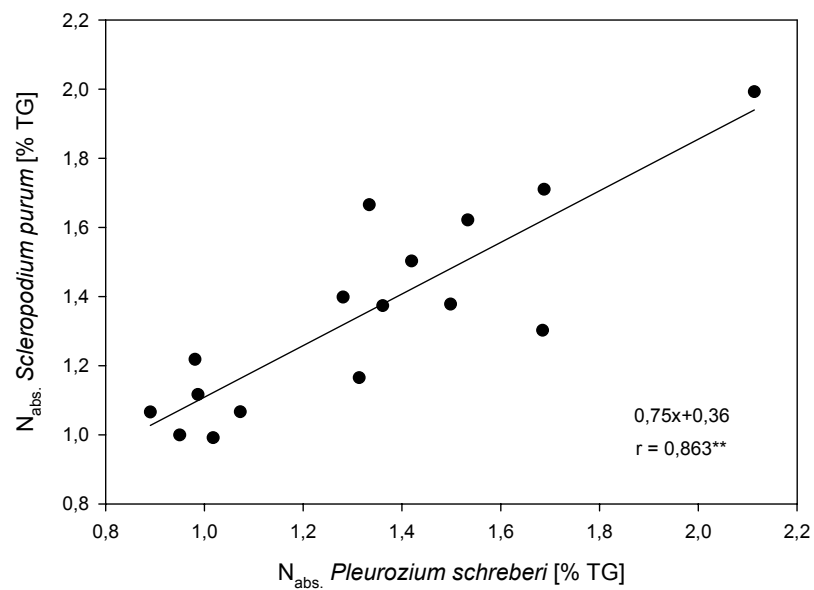


Abb. 6.9: Beziehung zwischen den Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind die Regressionsgerade, die Geradengleichung sowie der Korrelationskoeffizient mit Signifikanzniveau.

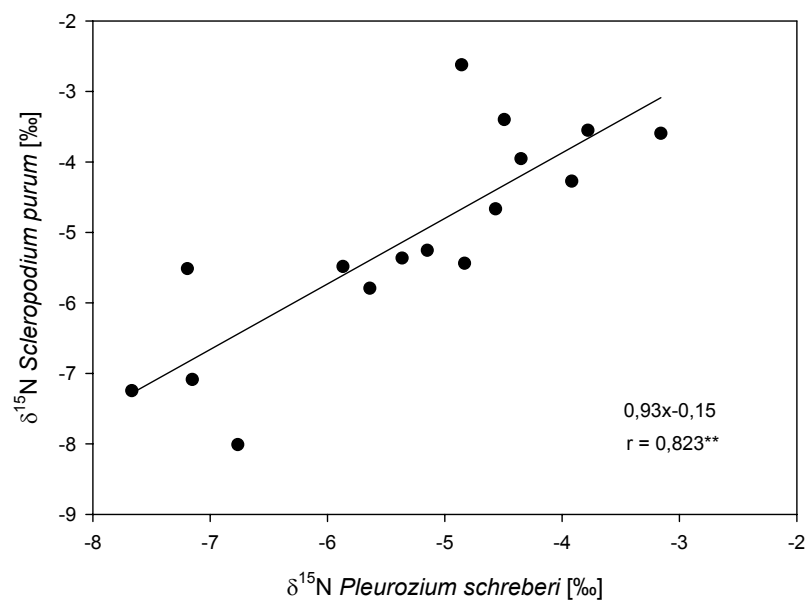


Abb. 6.10: Beziehung zwischen dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind die Regressionsgerade, die Geradengleichung sowie der Korrelationskoeffizient mit Signifikanzniveau.

6.4 Diskussion

6.4.1 Veränderung des Stickstoffgehalts und des $\delta^{15}\text{N}$

Die grundlegende Voraussetzung für eine sinnvolle Interpretation der Unterschiede von Stickstoffgehalt und Isotopenverhältnis zwischen den Herbarproben und den aktuellen Aufsammlungen besteht darin, dass die beiden untersuchten Parameter sich während der jahrzehntelangen Lagerung des historischen Materials nicht verändert haben. Für die N-Konzentration kann diese Voraussetzung nach der Untersuchung von PITCAIRN et al. (1995) als erfüllt angenommen werden, hinsichtlich des Isotopenverhältnisses gehen BERGSTROM et al. (2002) nach Torfanalysen davon aus, dass dieses selbst über mehrere Jahrtausende stabil bleibt, HÖGBERG (1997) konnte bei 20 Jahre lang trocken gelagerten Koniferennadeln keine Veränderung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte feststellen.

In Bezug auf ihre Größenordnung sind die meisten der für *Pleurozium schreberi* (Tab. 6.1) und für *Scleropodium purum* (Tab. 6.2) ermittelten Stickstoffgehalte des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen mit Werten in der Literatur vergleichbar (z.B. SKRE & OECHEL 1979, RAEYMAEKERS 1987, BATES 1994). Positive Abweichungen ergeben sich insbesondere bei einigen aktuellen Aufsammlungen. So wurde beispielsweise für *Pleurozium schreberi* aus der Umgebung von Rheine mit 2,11 % eine N-Konzentration ermittelt, die mit Stickstoffgehalten der Art in stark belasteten Kiefernforsten bei Beeinflussung durch die Kronentraufe übereinstimmt (MOHR 1999).

Die beim Vergleich des Herbarmaterials mit den aktuellen Aufsammlungen ermittelten durchschnittlichen Zunahmen des Stickstoffgehalts von 9 % für *Pleurozium schreberi* und 33 % für *Scleropodium purum* liegen weiter unter Werten, die etwa in Großbritannien für verschiedene Arten errechnet worden sind. So berichten BADDELEY et al. (1994) von lokalen Verdoppelungen bis Verdreifachungen der N-Konzentration bei *Racomitrium lanuginosum* seit 1879. WOOLGROVE & WOODIN (1996) geben für *Kiaeria starkei* aus Schneetälchen Schottlands seit 1900 ebenfalls fast eine Verdopplung des Stickstoffgehalts an. PITCAIRN et al. (1995) ermittelten bei *Rhytidiadelphus squarrosus* und *R. triquetrus* für den kurzen Zeitraum zwischen 1976 und 1990 Zunahmen von 50-60 %.

Für die im Rahmen der eigenen Untersuchung festgestellten verhältnismäßig geringen durchschnittlichen Unterschiede sind mehrere Ursachen in Betracht zu ziehen. Ausgeschlossen werden kann zunächst, dass die in den vergangenen 130 Jahren stattgefundene Zunahme der

N-Deposition in Mitteleuropa wesentlich geringer war als in Großbritannien. Für beide Regionen ist seit 1870 ungefähr eine Verdopplung der NH_4 -Deposition anzunehmen (ASMAN et al. 1988), die NO_3^- -Deposition hat sich nach SKEFFINGTON & WILSON (1988) etwa verdreifacht. Vielmehr erscheinen die Stickstoffgehalte des Herbarmaterials insgesamt sehr hoch. So beträgt die mittlere N-Konzentration von *Pleurozium schreberi* etwa 1,2% und ist damit doppelt so hoch wie bei aktuellen Aufsammlungen der Art aus unbelasteten Bereichen Schottlands (PITCAIRN et al. 1995). Eine Möglichkeit wäre, dass um die Wende 19./20. Jahrhundert die Hintergrundbelastung in Mitteleuropa im Zuge der Industrialisierung bereits deutlich erhöht war. Es kann weiterhin bei dem verwendeten Herbarmaterial nicht davon ausgegangen werden, dass es stets, wie die aktuellen Proben, unter Freiflächenbedingungen gesammelt worden ist. Für *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* von der Lokalität Hellenthal beispielsweise ist aufgrund der Belegbeschriftung („Straßenböschung im Fichtenwald“ bzw. „unter hohen Fichten“, s. Anhang D) zu vermuten, dass die Arten an ihrem Wuchsort unter dem Einfluss von Kronentraufe standen. Da durch Bestandsniederschlag die Deposition von Ammonium und Nitrat in der Regel verstärkt wird (VAN BREEMEN & VAN DIJK 1988, BOXMAN et al. 1995), könnte dies eine Erklärung für die überwiegend hohen N-Konzentrationen des Altmaterials sein. Einen weiteren Diskussionsansatz liefert MALMER (1990) mit einer Untersuchung an *Sphagnum*-Arten. Er nimmt an, dass bei kontinuierlichem Anstieg der N-Deposition über Jahrzehnte allmählich eine Produktivitätssteigerung erfolgt ist. Dies unter der Voraussetzung, dass keine Wachstumslimitierung durch andere Faktoren wie etwa Phosphormangel stattgefunden hat. Die verstärkte Biomassebildung hätte einen Verdünnungseffekt bedingt, aufgrund dessen der tatsächliche Anstieg der Deposition sich aktuell nur noch unzureichend im Stickstoffgehalt widerspiegelt. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch VITT et al. (2003) bei der Untersuchung von *Sphagnum fuscum* aus einem Gebiet mit über lange Zeit hohen N-Einträgen.

Im Rahmen der Untersuchung keine Berücksichtigung fanden außerdem jahreszeitliche Schwankungen der N-Konzentration, die, wie unter 4.3.2 gezeigt, nicht unerheblich sind. Es besteht deshalb die Möglichkeit, dass ein Teil der Herbarproben in Phasen gesammelt worden ist, in denen der Stickstoffgehalt der Pflanzen besonders hoch war, woraus eine geringere durchschnittliche Differenz zu den aktuellen Proben resultieren könnte.

Bei den meisten der untersuchten Gebiete sind die Stickstoffgehalte der aktuellen Aufsammlungen zumindest tendenziell höher als die des Herbarmaterials (Abb. 6.1, 6.3), dies gilt besonders für *Scleropodium purum*. Die geringeren Veränderungen und teilweise sogar Abnahmen in den Bereichen Eifel, Westerwald und Sauerland gegenüber teils sehr deutlichen

Zunahmen bei Proben aus der Westfälischen Bucht und östlich angrenzenden Gebieten können durch Vergleich der ehemaligen mit den aktuellen Depositionsverhältnissen erklärt werden. In der Zeit vor etwa 100 Jahren war die N-Deposition nicht nur geringer als heute (s.o.), sie dürfte räumlich betrachtet auch homogener gewesen sein mit relativ geringen regionalen Unterschieden (ASMAN et al. 1988). Diese Unterschiede sind in den letzten Jahrzehnten durch die Entstehung regelrechter „Emissionszonen“ (Gebiete mit Intensivlandwirtschaft, Ballungsräume mit hoher Verkehrsdichte) wesentlich verstärkt worden, wobei berücksichtigt werden muss, dass aufgrund des Ferntransportes von Stoffen Regionen mit hohen Emissionen nicht zwangsläufig auch hohe Depositionsraten aufweisen müssen (ASMAN & JANSSEN 1987, DÄMMGEN et al. 1992). Ausgeprägte Depositionsunterschiede, vor allem hinsichtlich des NH_4^+ -N, sind auch für den Untersuchungsraum zu verzeichnen. In Eifel, Westerwald und Sauerland sind die aktuellen Depositionsraten mit dem Freiflächenniederschlag deutlich niedriger als im durch Intensivlandwirtschaft geprägten Westfälischen Tiefland sowie dem östlich daran angrenzenden Weserbergland und Solling (GEHRMANN et al. 2001). Es ist deshalb zu vermuten, dass ein Zusammenhang zwischen der stärkeren Depositionszunahme in den letztgenannten Gebieten und den für diese ermittelten größeren Differenzen der Stickstoffgehalte besteht.

Bei den aktuellen Aufsammlungen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* wurden für zwei bzw. eine Lokalität in der Eifel deutlich niedrigere N-Konzentrationen gegenüber dem Herbarmaterial festgestellt. Diese scheinbare Abnahme könnte auf Traufbeeinflussung des Altmaterials zurückzuführen sein, die weiter oben bereits diskutiert worden ist. Auffällig sind weiterhin die für *Scleropodium purum* ermittelten hochsignifikanten Differenzen im Gebiet Bonn, die sowohl auf sehr niedrigen N-Konzentrationen des Herbarmaterials als auch auf vergleichsweise hohen Stickstoffgehalten der aktuellen Aufsammlung beruhen (Tab. 6.2). Die niedrigen Werte des Altmaterials könnten, vor allem unter Berücksichtigung der Angaben bei PITCAIRN et al. (1995), typische Gewebekonzentrationen unter damaligen Freiflächenbedingungen sein. Für die hohen Werte der aktuellen Aufsammlung spielen möglicherweise Nährstoffeinträge aus der angrenzenden, landwirtschaftlich intensiv genutzten Zülpicher Börde eine Rolle.

Die für beide Arten ermittelten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte sowohl des Herbarmaterials als auch der aktuellen Aufsammlungen sind stets negativ (Tab. 6.1, 6.2). Wie bereits erwähnt (s. 5.4.3) stehen zum N-Isotopenverhältnis von Moosen bislang nur wenig Vergleichsdaten zur Verfügung, weshalb eine Interpretation der Veränderung zwischen historischem und aktuellem Material eher

möglich erscheint als eine Einstufung der Absolutwerte. MICHELSEN et al. (1998) geben für verschiedene Moosarten aus anthropogen unbeeinflussten Tundrangebieten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in einer engen Spanne zwischen -4,6 und -5,2‰ an. Die Autoren weisen jedoch darauf hin, dass für die N-Versorgung von Moosen in dieser Zone Aminosäuren eine wichtigere Rolle spielen als Stickstoff in anorganischer Form. Da erstere eine andere $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur aufweisen als etwa NH_4^+ -N, können die Werte nicht als Hintergrund für die temperate Region verwendet werden. PEARSON et al. (2000) zeigen eine Abhängigkeit des $\delta^{15}\text{N}$ von der vorherrschenden Emissionsquelle. Sie ermittelten für verschiedene Moosarten in Bereichen mit starker Verkehrsbelastung und entsprechend hohen NO_x -Emissionen positive $\delta^{15}\text{N}$ -Werte, in ländlichen Gebieten mit dominierenden NH_y -Emissionen hingegen negative. Als rural geprägt sind auch sämtliche Lokalitäten der eigenen Untersuchung anzusehen, in keinem Fall wurde in unmittelbarer Nähe eines Ballungsraums beprobt.

Für die aktuellen Aufsammlungen wurden mit -5,20‰ für *Pleurozium schreberi* und -5,77‰ für *Scleropodium purum* deutlich negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Durchschnittswerte ermittelt als für das Herbarmaterial (-3,74 bzw. -3,02‰). Dies könnte nach den Ausführungen unter 5.4.3 auf einen aktuell verstärkten Einfluss von NH_y -Depositionen zurückzuführen sein. So beträgt das rezente NH_4/NO_3 -Verhältnis im deutschlandweiten Durchschnitt 1,26, in den meisten Gebieten hat das Ammonium einen höheren Anteil an der Deposition mit dem Freiflächenniederschlag als das Nitrat (GEHRMANN et al. 2001). Negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte bei aktuellen Aufsammlungen im Vergleich zu 50 bis 100 Jahre altem Herbarmaterial stellten auch STEWART et al. (2002) bei epiphytischen Phanerogamen in Brasilien fest. Die Autoren vermuten als Ursache für die rezenten relativen Abreicherungen regional extrem hohe NH_3 -Emissionen aus der petrochemischen- und der Düngemittelindustrie. Einen weiteren historischen Vergleich führten PEÑUELAS & ESTIARTE (1997) mit Phanerogamenblättern im Mittelmeerraum durch. Auch sie stellten aktuell negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte fest, führen dies jedoch auf Prozesse in der Pedosphäre zurück (stärkere N-Fixierung, höhere Mineralisation, verringerte Nitratauswaschung), die für Moose kaum von Bedeutung sein dürften.

Bei Betrachtung der einzelnen Fundorte (Abb. 6.2, 6.4) kann unterschieden werden zwischen einer kleineren Anzahl von Gebieten, für die sich nur äußerst geringe Differenzen ergaben und einer Mehrheit, für die aktuell deutlich und zumeist hoch- bis höchstsignifikant negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte gegenüber dem Herbarmaterial ermittelt wurden. Diese Trennung ist bei *Scleropodium purum* wesentlich deutlicher zu sehen als bei *Pleurozium schreberi*. Der erstgenannten Gruppe gehören die meisten Eifel- und Westerwaldlokalitäten an, der zweiten die Fundorte in der Westfälischen Bucht und in östlich angrenzenden Gebieten, daneben auch

zwei im Sauerland sowie eine im Mittelrheingebiet. Als Ursache für diesen Unterschied sind hauptsächlich regional variierende Veränderungen der Depositionsverhältnisse zu vermuten. In Eifel und Westerwald ist aktuell der Eintrag von Ammonium vergleichsweise gering und übersteigt die Nitratdeposition kaum (GAUGER et al. 1999, GEHRMANN et al. 2001). Es kann daraus gefolgert werden, dass wenn auch eine allgemeine Depositionszunahme im vergangenen Jahrhundert stattgefunden hat (s. o.), das NH_4/NO_3 -Verhältnis der Freiflächendeposition in diesen industrie-, ballungsraum- und intensivlandwirtschaftsfernen Gebieten über die Zeit relativ stabil geblieben ist und nach wie vor keine starke Beeinflussung durch lokale Emissionsquellen erfolgt. Dagegen besteht bei den deutlichen Veränderungen des Isotopenverhältnisses insbesondere in den Gebieten der Westfälischen Bucht wahrscheinlich ein Zusammenhang mit der starken Zunahme der NH_3 -Emissionen durch die Massentierhaltung in diesem Raum. Hier wurden mit $-7,67\text{‰}$ für *Pleurozium schreberi* und $-8,01\text{‰}$ für *Scleropodium purum* zugleich die absolut negativsten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Untersuchung ermittelt (Tab. 6.1, 6.2). Bei Güllelagerung und -ausbringung wird etwa die Hälfte des enthaltenen Stickstoffs als NH_3 in die Atmosphäre freigesetzt (APSIMON et al. 1987, ASMAN & JANSSEN 1987). Dies bedingt lokale Erhöhungen der NH_3 - bzw. regionale bis überregionale Erhöhungen der NH_4^+ -Deposition. Ausgehend von starken ^{15}N -Abreicherungen dieser NH_y -Verbindungen (s. 5.4.3) könnte damit die deutliche Abnahme des $\delta^{15}\text{N}$ in den Gebieten erklärt werden. Eine solche Beziehung vermuten auch SCHULZ et al. (2001), die für Kiefernborke in intensiv landwirtschaftlich genutzten Bereichen Ostdeutschlands wesentlich niedrigere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte ermittelten als für Borkenproben aus landwirtschaftsfernen Gebieten in Russland und dies auf den Einfluss der NH_y -Deposition zurückführen. Die hoch- bzw. höchstsignifikanten Differenzen bei den beiden Sauerlandlokalitäten Medebach (*Pleurozium schreberi*) und Warstein (*Scleropodium purum*) sind kaum zu erklären, vor allem da in einem weiteren Gebiet im Sauerland (Bruchhausen: *Pleurozium schreberi*) nur äußerst geringe Veränderungen des Isotopenverhältnisses stattgefunden haben. Auffällig ist, dass das Herbarmaterial dieser beiden Lokalitäten vergleichsweise schwach negative $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aufweist. Die Ursache hierfür bleibt jedoch unklar. Bei der Lokalität Bonn bestehen aktuell möglicherweise Einflüsse durch die Intensivlandwirtschaft in der westlich unmittelbar angrenzenden Zülpicher Börde.

Wie die Untersuchung gezeigt hat, führt insbesondere die kombinierte Betrachtung von Stickstoffgehalten und stabilen Stickstoffisotopen zu interessanten Erkenntnissen über die historische Veränderung der Depositionsverhältnisse. Als problematisch hat sich dabei die

mangelhafte Kenntnis der genauen Standortbedingungen erwiesen, unter denen das Altmaterial gesammelt worden ist. Um mögliche Störeinflüsse wie etwa Kronentraufe ausschließen zu können, müsste auf Arten mit strenger Bindung an völlig offene Habitate ausgewichen werden. Hierbei treten jedoch neue Schwierigkeiten auf, da beispielsweise typische Moose offener Moorstandorte in zahlreichen Gebieten wegen Biotopvernichtung aktuell nicht mehr beprobt werden können. Potenziell geeignet für einen historischen Vergleich wären außerdem lichtliebende Felsarten, die aber in einigen Naturräumen aufgrund des Mangels an besiedelbaren Substraten fehlen.

6.4.2 Zusammenhang zwischen Meereshöhe und Stickstoffgehalt bzw. $\delta^{15}\text{N}$

Die sowohl für *Pleurozium schreberi* als auch für *Scleropodium purum* ermittelten nahezu linearen Abnahmen des Stickstoffgehalts mit zunehmender Höhe (Abb. 6.5, 6.6) erscheinen zunächst konträr zu den Ergebnissen anderer Untersuchungen. So stellten BADDELEY et al. (1994) bei *Racomitrium lanuginosum* in Großbritannien im Rahmen mehrerer Transekte deutliche Zunahmen der N-Konzentration mit der Höhe fest. WOODIN & FARMER (1993) konnten für Sphagnum, ebenfalls in Großbritannien, einen linearen Zusammenhang zwischen der Höhe sowie höhenbedingt zunehmender N-Deposition und ansteigenden Stickstoffgehalten nachweisen. Darauf, dass nicht die Höhe der entscheidende Faktor ist sondern vielmehr die Variation der N-Deposition, deuten insbesondere die Ergebnisse von HICKS et al. (2000) hin. In dieser Untersuchung ergaben sich zwar für mehrere Phanerogamenarten proportionale Zunahmen des Stickstoffgehalts mit der Höhe, für *Hylocomium splendens* als einzige untersuchte Moosart jedoch nicht. HICKS et al. (2000) erklären dies damit, dass auch die N-Deposition im Untersuchungsraum nicht in linearer Beziehung zur Höhe stand und *Hylocomium splendens* dementsprechend die tatsächlichen Depositionsverhältnisse am deutlichsten widerspiegelt hat.

In Nordrhein-Westfalen und angrenzenden Gebieten ist nach vorliegenden Daten nicht von einer generellen Depositionszunahme mit der Höhe auszugehen. Vielmehr gelten nach Bulk-Messungen der Freiflächendeposition gerade die Tieflandsbereiche Niederrhein und Westfälische Bucht, bedingt durch die Massentierhaltung in diesem Raum, als größeres zusammenhängendes Belastungsgebiet mit sehr hohen Depositionsraten (GEHRMANN et al. 2001). In den Mittelgebirgen ist, mit Ausnahme von Weserbergland und Solling, durch die Lage und Entfernung zu möglichen Emissionsquellen die N-Deposition dagegen deutlich

geringer. Diese geschilderte Situation wird durch die Stickstoffgehalte der beiden untersuchten Moosarten somit offensichtlich gut wiedergegeben. Ob für die niedrigeren N-Konzentrationen in den Mittelgebirgen auch ein Verdünnungseffekt durch stärkeren Zuwachs unter den dort günstigeren Feuchtebedingungen mitverantwortlich ist, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

Im Gegensatz zu den Stickstoffgehalten ist der Zusammenhang zwischen Höhe und dem Isotopenverhältnis bei beiden Arten nicht linear (Abb. 6.7, 6.8). Dies ist bei Berücksichtigung der Ausführungen unter 5.4.3 möglicherweise darauf zurückzuführen, dass die Unterschiede in der durch Bulk-Messung ermittelten NH_4^+ -N-Deposition zwischen Tiefland und Mittelgebirgen wesentlich stärker ausgeprägt sind als die in der ebenfalls mit Bulk-Sammlern erfassten $\text{N}_{\text{ges.}}$ -Deposition (s. GEHRMANN et al. 2001). Weiterhin könnte für die teils extrem negativen $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Tiefland die trockene Deposition, die als stark lokal geprägt gilt (WINKLER 1985), eine tragende Rolle spielen. Da für NH_3 , das in dem betrachteten Raum in großen Mengen durch die Massentierhaltung freigesetzt wird, eine hohe Depositionsgeschwindigkeit (ASMAN et al. 1989) sowie starke ^{15}N -Abreicherung (SCHULZ et al. 2001) bekannt sind, ist eine unmittelbare Beeinflussung der Moose im Tiefland durch vorhandene Emissionsquellen zu vermuten. In den meisten Mittelgebirgen dürfte diese Depositionsart dagegen kaum von größerer Bedeutung sein.

6.4.3 Korrelationen zwischen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*

Während zu Schwermetallkonzentrationen unterschiedlicher Moosarten in der Vergangenheit bereits zahlreiche Korrelationsuntersuchungen durchgeführt worden sind (z.B. ROSS 1990, ZECHMEISTER 1994, HERPIN et al. 1995, ZECHMEISTER 1997, THÖNI 1998, ZECHMEISTER 1998), liegen zu Stickstoffgehalten nach Kenntnis des Verfassers bislang keine derartigen Arbeiten vor. Lediglich MOHR (1999) ermittelte einen höchstsignifikanten Zusammenhang zwischen der N-Konzentration von *Pleurozium schreberi* und dem Stickstoffgehalt von Kiefernadeln.

Die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung durchgeführte Parallelbeprobung von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* ergab eine hochsignifikante Korrelation zwischen den N-Konzentrationen der beiden Arten (Abb. 6.9). Es kann daraus geschlossen werden, dass die Arten sich hinsichtlich ihrer Stickstoffversorgung bzw. der Quelle, aus der

sie den Stickstoff beziehen, kaum unterscheiden. Dass insbesondere der atmosphärischen Nährstoffzufuhr eine große Bedeutung zukommt ist deshalb anzunehmen, da die Arten zwar meist in relativ engem räumlichen Zusammenhang, oft aber nicht unter exakt den gleichen Standortbedingungen, etwa in Bezug auf das besiedelte Substrat (Streu, Mineralboden etc.), beprobt worden sind.

Hinsichtlich dem $\delta^{15}\text{N}$ wurde ebenfalls eine hochsignifikante Korrelation ermittelt (Abb. 6.10). Diese stützt die im vorigen Abschnitt getroffenen Aussagen, da eine Nutzung unterschiedlicher Stickstoffquellen wegen deren variierenden $\delta^{15}\text{N}$ -Signaturen zwangsläufig zu einem diffusen Zusammenhang geführt hätte (vgl. SCHULZE et al. 1994). Auch MICHELSEN et al. (1998), die in der Tundra bei verschiedenen Moosarten sehr ähnliche $\delta^{15}\text{N}$ -Werte feststellten, gehen davon aus, dass als Ursache hierfür entweder die Aufnahme der gleichen N-Form oder die Aufnahme unterschiedlicher N-Formen in gleichen Anteilen in Betracht zu ziehen ist.

Die gezeigten Zusammenhänge zwischen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* sowohl hinsichtlich des Stickstoffgehalts als auch in Bezug auf das Isotopenverhältnis deuten darauf hin, dass im Rahmen eines potenziellen großräumigen Monitorings keine Beschränkung auf eine Art besteht und bei beiden Parametern eine Umrechnung der Messwerte von jeweils der einen auf die andere Art möglich ist.

7 Betrachtung regionaler Depositionsunterschiede

7.1 Einleitung

Wie bereits im einleitenden Kapitel beschrieben, besteht eines der Hauptziele der vorliegenden Arbeit in der Ermittlung einer oder mehrerer Moosarten, die regionale Unterschiede in der N-Deposition zuverlässig widerspiegeln. Diese ergeben sich vor allem aus der Entfernung zu Emissionsquellen und der Topografie. Es gilt dabei, stochastische Zusammenhänge zwischen der Deposition und gemessenen Stickstoffgehalten aufzudecken und daraus eine funktionale Beziehung abzuleiten. Dass eine solche Verbindung grundsätzlich besteht, haben Arbeiten insbesondere aus Großbritannien gezeigt (BADDELEY et al. 1994, PITCAIRN et al. 1995), im Rahmen derer allerdings meist Arten verwendet wurden, die sich für ein flächendeckendes Monitoring in Mitteleuropa wegen ihrer Seltenheit nicht eignen. Nach den Erfahrungen aus den vorangegangenen Experimenten wurden für die hier geschilderte Untersuchung wiederum die beiden pleurokarpen Moose *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* genutzt.

In bislang nur wenigen Arbeiten sind emissionsbedingte Veränderungen des natürlichen N-Isotopenverhältnisses in Moosen berücksichtigt worden. So konnten PEARSON et al. (2000) eine deutliche Abhängigkeit zwischen hauptsächlich emittierter Stickstoffspezies (NO_x , NH_y) und dem $\delta^{15}\text{N}$ verschiedener Moosarten zeigen.

Bei der Untersuchung von Pflanzen aus Gebieten mit unterschiedlichen klimatischen Verhältnissen sollte den daraus resultierend variierenden Wuchsbedingungen Rechnung getragen werden. In Hinblick auf die Analyse von Moossprossen gilt es deshalb, zunächst vergleichbare Sprossabschnitte als einheitliche Bezugsbasis korrekt zu identifizieren. So wurde in diesem Untersuchungsabschnitt nicht wie zuvor mit Sprossspitzen gearbeitet, sondern mit unten noch genauer beschriebenen annuellen Zuwächsen. Der eigentlichen Untersuchung ging eine Evaluierung der Stickstoffverteilung und des $\delta^{15}\text{N}$ in Sprossen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* voraus, um mögliche Unterschiede insbesondere zwischen Sprossspitzen und annuellen Zuwächsen zu ermitteln.

Neben den Gehaltsanalysen wurden Untersuchungen zum Wachstum der beiden potenziellen Monitorarten durchgeführt. Diese dienten einerseits der Überprüfung, inwiefern sich Wachstumsunterschiede auf den Stickstoffgehalt auswirken und dementsprechend berücksichtigt

werden müssen. Andererseits sollten sie zeigen, ob möglicherweise ein Zusammenhang zwischen Depositionsraten und dem Wachstum der Arten besteht.

7.2 Material und Methoden

7.2.1 Probenahmegebiete und Depositionsraten

Die Beprobung von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* für die Evaluierungsuntersuchung erfolgte im Kottenforst bei Bonn auf einer kleinen offenen Heidefläche im Bereich einer Waldschneise. Für die eigentliche Untersuchung wurde in möglichst geringer Entfernung zu den acht in Nordrhein-Westfalen von der LÖBF unterhaltenen Depositionsmessstationen beprobt, die sich alle in ländlich geprägten Regionen befanden. Abbildung 7.1 gibt einen Überblick über die Lage der Stationen, in Tabelle 7.1 finden sich Angaben zur naturräumlichen Einordnung sowie der Meereshöhe. In der Tabelle sind weiterhin an den Stationen ermittelte Niederschläge und Depositionen zusammengestellt. Neben den Werten des Beprobungsjahrs werden Mittelwerte für den Zeitraum 1999-2001 zwecks Aufdeckung von Anomalien gezeigt. Eine Ausnahme bildet die Station Amtsvenn, an der mit Beendigung des Jahres 2000 der Messbetrieb eingestellt wurde und somit nur Daten für das Jahr 2000 bzw. den Zeitraum 1999-2000 vorliegen.

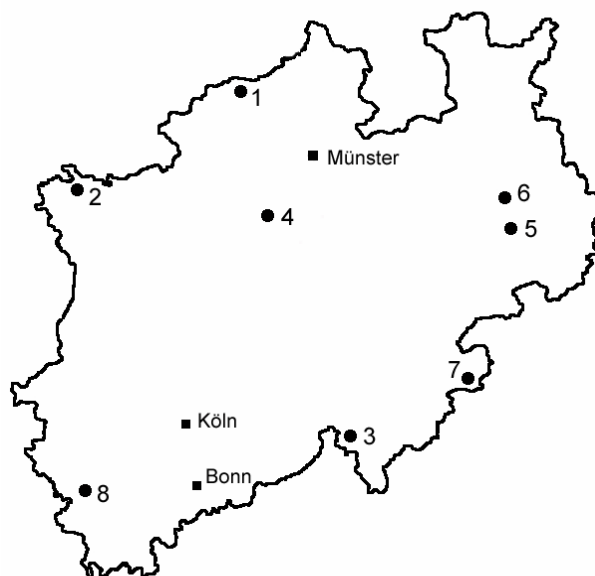


Abb. 7.1: Lage der acht LÖBF-Messstationen in Nordrhein-Westfalen

Tab. 7.1: Messstationen der LÖBF mit naturräumlicher Zugehörigkeit und Meereshöhe. Daten zu Niederschlag und Bulk-Deposition für das Beprobungsjahr sowie Mittelwerte für den Zeitraum 1999-2001 (Datenquelle: LÖBF NRW).

Station	Naturraum	Höhe ü. NN [m]	Niederschlag [mm a ⁻¹]	Bulk-Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
				NH ₄ -N	NO ₃ -N	N _{ges.}
1. Amtsvenn 2000 1999-2000	Westf. Bucht	45	811,4 821,2	6,31 5,76	3,75 3,95	10,06 9,70
2. Kleve 2001 1999-2001	Niederrh. Tiefland	45	978,0 929,3	9,98 9,40	5,27 4,94	15,25 14,34
3. Elberndorf 2001 1999-2001	Sauerland	645	1581,3 1523,7	6,09 6,74	5,90 5,80	11,99 12,54
4. Haard 2001 1999-2001	Westf. Bucht	70	959,9 903,1	6,91 7,18	5,23 5,14	12,14 12,31
5. Paderborn 2001 1999-2001	Weserbergland	380	1276,1 1161,0	8,28 8,90	6,45 6,34	14,65 15,25
6. Velmerstot 2001 1999-2001	Weserbergland	420	1450,4 1260,3	10,81 8,93	7,69 6,80	18,50 15,72
7. Glindfeld 2001 1999-2001	Sauerland	470	934,9 916,4	3,02 4,67	3,49 4,02	6,51 8,69
8. Rott 2001 1999-2001	Nordeifel	510	1100,9 1107,4	5,54 6,36	4,98 5,16	10,52 11,51

Aus der Tabelle geht hervor, dass die höchsten Stickstoffeinträge des Untersuchungsraums im Weserbergland (Stationen 5 u. 6) und im Niederrheinischen Tiefland (2) stattfanden. Als Ursache für die hohe N-Deposition in diesen Naturräumen ist die Intensivlandwirtschaft anzunehmen, wobei im Weserbergland höchstwahrscheinlich Emissionen aus der westlich angrenzenden Westfälischen Bucht zum Tragen kommen. Die niedrigsten Einträge waren im östlichen Sauerland (7), in der Nordeifel (8) sowie in einem Gebiet der Westfälischen Bucht selbst (1) zu verzeichnen. Bei letzterem dürfte von Bedeutung sein, dass die mittlerweile nicht

mehr existierende Station im zentralen Bereich eines großen Naturschutzgebietes lag und dem zur Folge gegenüber direkten Eutrophierungseinflüssen abgeschirmt war.

Der Vergleich der dreijährigen Mittel mit den Daten von 2001 liefert unter Ausklammerung der Station Amtsvenn folgende Erkenntnisse: Der Niederschlag war bei fast allen Stationen im Beprobungsjahr höher als im dreijährigen Mittel, wohingegen die Gesamtdeposition an nur zwei Stationen höher, an den übrigen aber niedriger war. Hinsichtlich des Ammoniumstickstoffs war die Deposition an den meisten Stationen niedriger, in Bezug auf Nitratstickstoff jedoch höher.

Es wurde bereits mehrfach die Vermutung geäußert, dass vor allem der Stickstoff in NH_4^+ -Form einen Einfluss auf die N-Konzentration bzw. das natürliche N-Isotopenverhältnis von Moosen hat (4.4, 5.4, 6.4). Die Überprüfung dieser Annahme findet im vorliegenden Untersuchungsabschnitt besondere Berücksichtigung. Da für das natürliche N-Isotopenverhältnis von Moosen aufgrund der unterschiedlichen $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur des NH_4^+ -N und des NO_3^- -N (FREYER 1978, GARTEN 1992, HEATON et al. 1997) möglicherweise weniger eine einzelne Stickstoffspezies als vielmehr das Verhältnis von Ammonium zu Nitrat in der Deposition ausschlaggebend ist, wurden für die acht Messstationen entsprechende Quotienten berechnet (Tab. 7.2).

Tab. 7.2: Verhältnis von Ammonium- zu Nitratdeposition an den Messstationen. Quotienten für das Beprobungsjahr sowie für die Mittelwerte des Zeitraums 1999-2001

Station	Verhältnis NH_4^+ -N/ NO_3^- -N	
	2001	1999-2001
1. Amtsvenn	1,68	1,46 ¹
2. Kleve	1,89	1,90
3. Elberndorf	1,03	1,16
4. Haard	1,32	1,40
5. Paderborn	1,28	1,40
6. Velmerstot	1,41	1,31
7. Glindfeld	0,87	1,16
8. Rott	1,11	1,23
Mittel	1,32	1,38

¹ Quotient des Mittelwerts für den Zeitraum 2000-2001

Die Zusammenstellung der Quotienten zeigt, dass im Beprobungsjahr an fast allen, im dreijährigen Mittel sogar an allen Stationen die Deposition von NH_4^+ -N überwog. Die Mittelwerte für das Verhältnis, 1,32 in 2001 und 1,38 in 1999-2001, liegen leicht über dem deutschlandweiten Durchschnitt von 1,26 (GEHRMANN et al. 2001).

7.2.2 Probenahme, Materialaufbereitung und Wachstumsuntersuchungen

Evaluierung

Bei der Evaluierung der Stickstoffverteilung und des $\delta^{15}\text{N}$ in Sprossen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* wurde mit jeweils sieben Parallelen und 10 Sprossen pro Parallele gearbeitet. Von der Sprossspitze ausgehend wurden die Abschnitte 0-2, 2-4, und 4-6 cm aufbereitet und analysiert (s. 2.3). Weiterhin erfolgte die Präparation der annuellen Zuwächse, die nachfolgend auch als Jahrestriebe bezeichnet werden. Dabei handelt es sich um das Gewebe, das hauptsächlich im Zeitraum von etwa März/April bis Oktober gebildet worden ist, da in den Wintermonaten nur ein sehr geringes Längenwachstum stattfindet (LONGTON & GREENE 1969). Die Identifizierung dieser Abschnitte nach morphologischen Kriterien basierte auf den Erkenntnissen von PAKARINEN & RINNE (1979) sowie ZECHMEISTER (1994). Neben den jüngsten Jahrestrieben wurden die Zuwächse der vorherigen Wachstumsphase, die nachfolgend auch als Altabschnitte bezeichnet werden, getrennt aufbereitet. Vor der Weiterverarbeitung der so präparierten Sprossabschnitte für die Analyse wurden deren Längen ermittelt (s. 2.3).

Messstationen

Die Probenahme an den acht Messstationen fand im Zeitraum Dezember 2001 bis Januar 2002 statt. In Hinblick auf geplante Biomasseuntersuchungen erfolgte die Beprobung flächenbezogen, dabei wurden in jedem Gebiet aus möglichst reinen Beständen der beiden Arten jeweils fünf Quadrate mit einer Kantenlänge von 10 cm ausgestochen. Eine Ausnahme bildete dabei die Station Velmerstot, an der aufgrund von Materialmangel nur drei Quadrate entnommen werden konnten. Der Abstand zwischen den Probestellen betrug 50 bis 100 cm. Aus jeder dieser so gewonnenen Aufsammlungen wurden sämtliche Jahrestriebe der jüngsten Wachstumsphase präpariert, gezählt und ihr Trockengewicht bestimmt (s. 2.3). Von jeweils 20 Jahrestrieben einer Probe wurden die Längen ermittelt sowie die Anzahl der Seitenäste bestimmt. Die Elementar- und die Isotopenanalyse wurde in fünf Parallelen pro Art und Gebiet durchgeführt, wobei jede Parallele aus drei Messwiederholungen mit jeweils 10 Jahrestrieben bestand.

7.2.3 Statistische Auswertung

Bei der Auswertung der Evaluierungsuntersuchung wurden multiple Mittelwertvergleiche durchgeführt (s. 2.4), signifikante Mittelwertunterschiede sind in den Säulendiagrammen durch voneinander verschiedene Buchstaben gekennzeichnet. In den Tabellen zu ermittelten Sprosslängen und Biomassen (Tab. 7.3, 7.4, 7.10) wird der Variationskoeffizient gezeigt, der das prozentuale Verhältnis der Standardabweichung zum Mittelwert angibt und damit Aussagen über die tatsächliche Streuung zulässt (KÖHLER et al. 1995). Für die Zusammenhangsbetrachtungen zwischen Depositionen und selbst gemessenen Variablen ($N_{\text{abs.}}$, $\delta^{15}\text{N}$, Biomasse) wurden stets die Depositionssummen bzw. die Quotienten des Jahres 2001 verwendet. Nach den Untersuchungen von MOHR (1999) dürften diese relevanter sein als mehrjährige Mittelwerte, außerdem ist bei der geschilderten Verwendung der jüngsten annuellen Zuwächse als Bezugsbasis hier die beste zeitliche Übereinstimmung anzunehmen. Die Überprüfung der für die linearen Regressionen mit Mehrfachbesetzung notwendigen Voraussetzungen ergab in mehreren Fällen leichte Verletzungen des Kriteriums der Homoskedastizität. Diese sind nach SACHS (1999) jedoch vernachlässigbar und verbieten nicht grundsätzlich die Anwendung der linearen Regression. Die Analyse der Stärke und Signifikanz korrelativer Zusammenhänge zwischen Wuchsdaten und weiteren in die Untersuchung einbezogenen Variablen erfolgte durch Berechnung von Korrelationskoeffizienten nach Pearson.

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Evaluierung der Stickstoffverteilung und des $\delta^{15}\text{N}$

Tabelle 7.3 gibt einen Überblick über die annuellen Längenzuwächse von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*, die für die jüngste sowie die vorherige Wachstumsphase gemessen wurden. Abbildung 7.2 zeigt die Stickstoffverteilung in Sprossen der beiden Arten, in Abbildung 7.3 sind die für die verschiedenen Sprossabschnitte ermittelten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte dargestellt.

Tab. 7.3: Daten zu den annuellen Zuwächsen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* im Evaluierungsgebiet. Sprosslängen [mm] der Jahrestriebe und Altabschnitte.

	<i>Pleurozium schreberi</i>		<i>Scleropodium purum</i>	
	Jahr	Alt	Jahr	Alt
n	70	70	70	70
Mittel	30,2	23,8	33,2	28,3
Median	30,0	23,5	33,0	28,0
SD	4,1	3,2	3,6	4,1
Minimum	23,5	15,5	26,0	20,5
Maximum	39,0	32,5	43,5	42,0
Variationskoeffizient	20,2	13,3	10,7	14,4

Der annuelle Längenzuwachs von *Scleropodium purum* ist größer als von *Pleurozium schreberi*, was sich sowohl bei den Jahrestrieben als auch den Altabschnitten zeigt (Tab. 7.3). Bei beiden Arten sind die Altabschnitte im Mittel deutlich kürzer als die Jahrestriebe. Die Schwankungsbreite der Jahrestrieblänge ist bei beiden Arten vergleichbar, hinsichtlich der Altabschnittslänge ist sie bei *Scleropodium purum* etwas größer. Der Variationskoeffizient der Jahrestrieblänge ist bei *Pleurozium schreberi* fast doppelt so groß wie bei *Scleropodium purum*.

Bei *Pleurozium schreberi* zeigt sich eine stufenweise Abnahme des Stickstoffgehalts mit Entfernung von der Sprossspitze, die einzelnen Abschnitte unterscheiden sich dabei signifikant voneinander (Abb. 7.2 a). Zwischen den apikalen 2 cm und dem Jahrestrieb mit einer durchschnittlichen Länge von etwa 3 cm (Tab. 7.3) ergeben sich keine signifikanten Unterschiede im Stickstoffgehalt. Der Altabschnitt und der präparierte 4-6 cm-Abschnitt unterscheiden sich nicht voneinander, beide weisen jedoch um etwa 0,3 niedrigere Werte gegenüber dem apikalen Abschnitt sowie dem Jahrestrieb auf.

Die Stickstoffgehalte von *Scleropodium purum* sind insgesamt um etwa 0,2 höher als bei *Pleurozium schreberi* (Abb. 7.2 b). Eine von der Sprossspitze ausgehend stufenweise Abnahme ist hier nicht zu beobachten, vielmehr ist der Stickstoffgehalt des 2-4 cm-Abschnitts signifikant höher als in der Spitze. Zwischen den apikalen 2 cm und dem Jahrestrieb mit einer durchschnittlichen Länge von etwa 3,3 cm (Tab. 7.3) ergibt sich auch bei *Scleropodium purum* kein signifikanter Unterschied im Stickstoffgehalt. Zwischen Altabschnitt und 4-6 cm-Abschnitt einerseits sowie Jahrestrieb und Sprossspitze andererseits ergeben sich keine signifikanten Unterschiede.

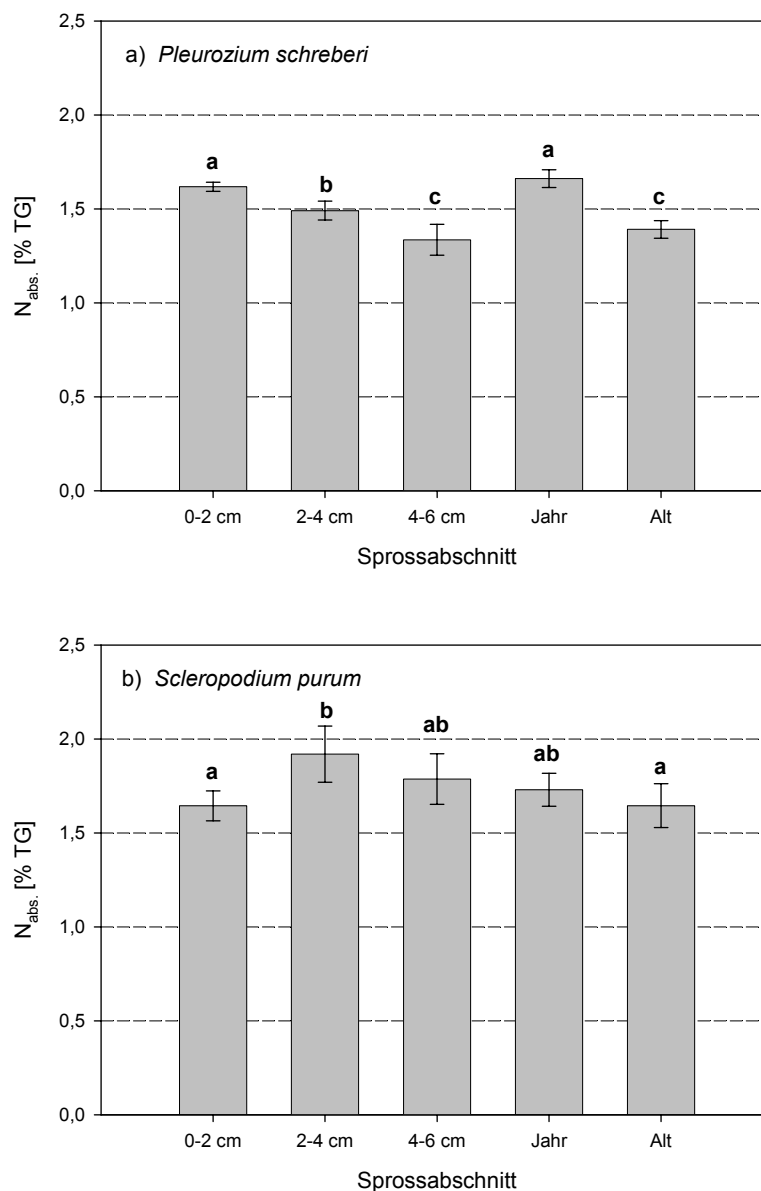


Abb. 7.2 a-b: Stickstoffgehalte in Sprossabschnitten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit 95%-Konfidenzintervallen. Bei Übereinstimmungen von Buchstaben sind Unterschiede nicht signifikant.

Signifikante Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ ergeben sich bei *Pleurozium schreberi* lediglich zwischen den beiden apikalen Sprossabschnitten einerseits und dem 4-6 cm-Abschnitt, in dem das $\delta^{15}\text{N}$ positiver wird, andererseits (Abb. 7.3 a). Die Unterschiede zwischen Sprossspitze und Jahrestrieb sowie zwischen 4-6 cm-Abschnitt und Altabschnitt sind lediglich tendenziell und deuten auf ein mit zunehmendem Alter des Pflanzenmaterials positiver werdendes $\delta^{15}\text{N}$ hin.

Bei *Scleropodium purum* ist hingegen ein deutlicher Gradient mit von der Sprossspitze ausgehend positiver werdendem $\delta^{15}\text{N}$ zu erkennen (Abb. 7.3 b). Allerdings ist auch hier der Unterschied zwischen Sprossspitze und Jahrestrieb nicht signifikant.

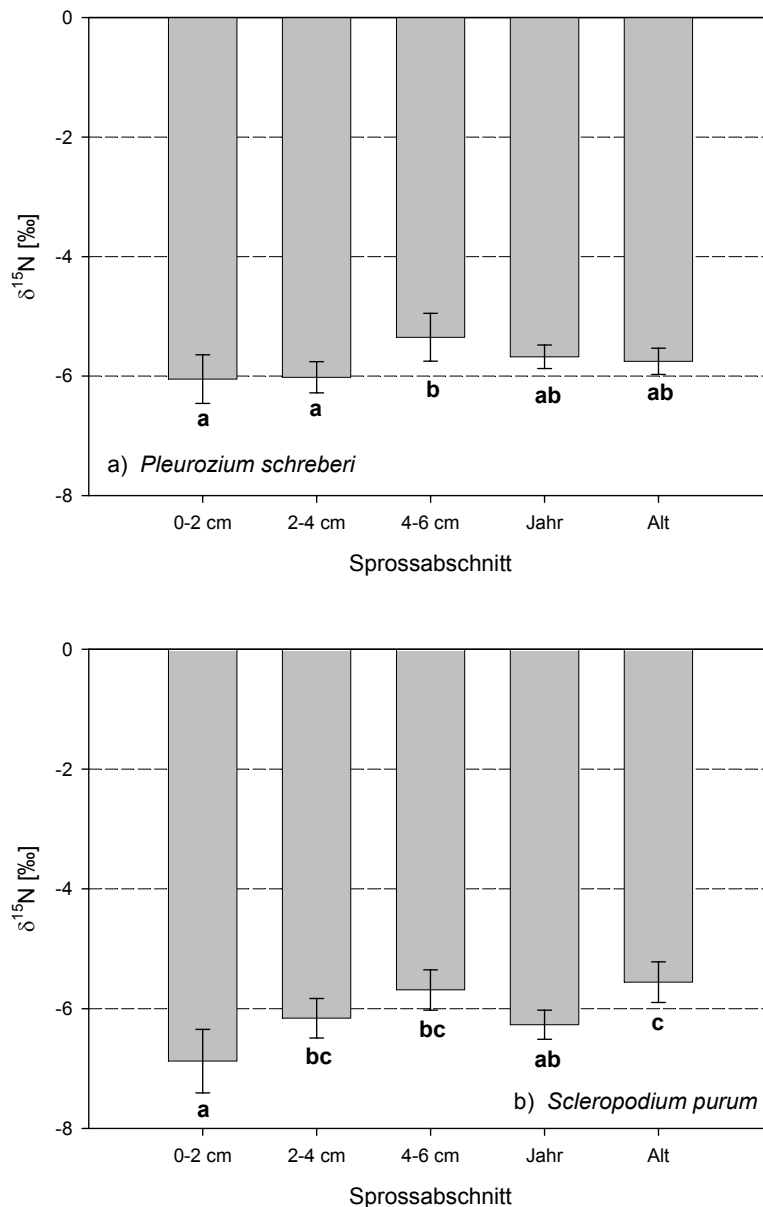


Abb. 7.3 a-b: $\delta^{15}\text{N}$ in Sprossabschnitten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit 95%-Konfidenzintervallen. Bei Übereinstimmungen von Buchstaben sind Unterschiede nicht signifikant.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bei keiner der beiden Arten weder hinsichtlich des Stickstoffgehalts noch beim $\delta^{15}\text{N}$ signifikante Unterschiede zwischen den 2 cm-Sprossspitzen und den präparierten Jahrestrieben bestehen.

7.3.2 Deposition und Stickstoffgehalte

Tabelle 7.4 gibt einen Überblick über die annuellen Längenzuwächse von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* in den acht Beprobungsgebieten. Tabelle 7.5 und Abbildung 7.4 zeigen die Ergebnisse der linearen Regressionen für den Zusammenhang zwischen der N-Deposition und den Stickstoffgehalten der beiden Arten. In Tabelle 7.6 und Abbildung 7.5 sind die Ergebnisse für die Beziehung zwischen der NH_4^+ -N-Deposition und den Stickstoffgehalten dargestellt, in Tabelle 7.7 und Abbildung 7.6 für die Beziehung zwischen der NO_3^- -N-Deposition und den Stickstoffgehalten. Detaillierte Angaben zu den Regressionen finden sich im Anhang (Anhang E).

Tab. 7.4: Daten zu den annuellen Zuwächsen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* in den acht Untersuchungsgebieten. Längen der Jahrestriebe [mm].

	<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Scleropodium purum</i>
n	800	750
Mittel	38,0	43,4
Median	37,0	43,5
SD	7,38	10,87
Minimum	22,5	18,0
Maximum	64,5	77,0
Variationskoeffizient	19,46	25,05

Der annuelle Längenzuwachs von *Scleropodium purum* ist im Mittel um etwa 5 mm größer als bei *Pleurozium schreberi* (Tab. 7.4). Die Schwankungsbreite sowie der Variationskoeffizient sind bei *Scleropodium purum* ebenfalls deutlich größer. Im Vergleich zu den Pflanzen aus dem Evaluierungsgebiet (Tab. 7.3) wurden für die beiden Arten durchschnittlich 8 bzw. 10 mm größere Jahrestrieblängen ermittelt, dabei hat sich der Variationskoeffizient von *Scleropodium purum* mehr als verdoppelt.

Tab. 7.5: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.

Art	R^2	Regression [%]	Residuen [%]	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,429	96,6	3,4	0,000***
<i>Scleropodium purum</i>	0,341	94,1	5,1	0,000***

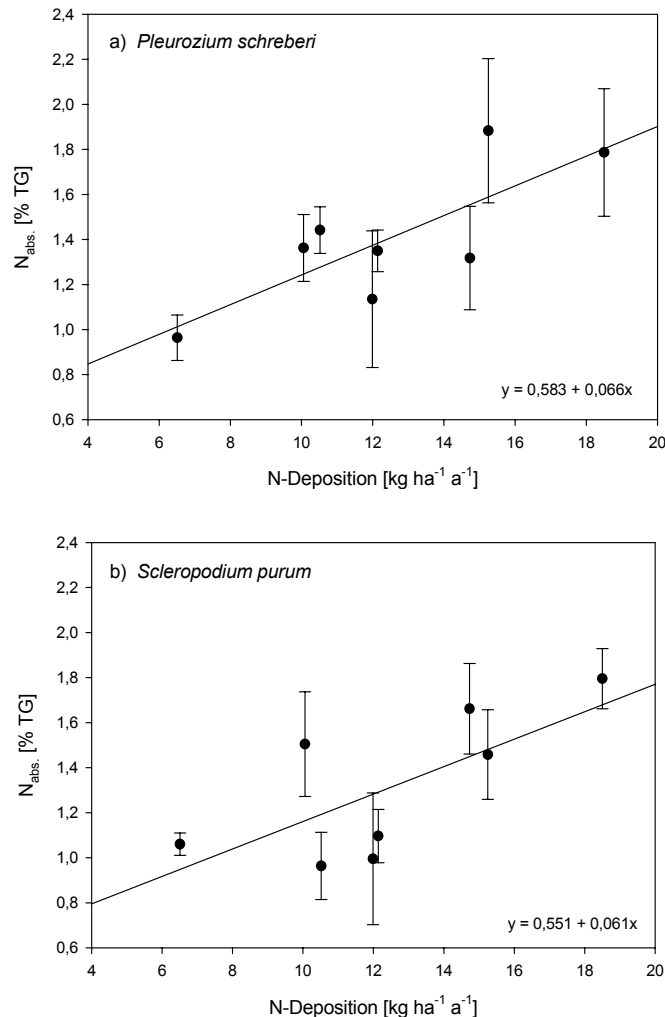


Abb. 7.4 a-b: Zusammenhang zwischen N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung.

Sowohl für *Pleurozium schreberi* als auch für *Scleropodium purum* ergibt sich ein höchst-signifikanter Zusammenhang zwischen der N-Deposition und den ermittelten Stickstoffgehalten (Tab. 7.5). Die Modellgüte und der durch die Regression erklärte prozentuale Anteil an Varianz sind bei *Pleurozium schreberi* höher als bei *Scleropodium purum*. Der Anstieg der Stickstoffgehalte mit zunehmender Deposition ist bei beiden Arten vergleichbar (Abb. 7.4).

Tab. 7.6: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.

Art	R^2	Regression [%]	Residuen [%]	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,532	97,7	2,3	0,000***
<i>Scleropodium purum</i>	0,404	96,0	4,0	0,000***

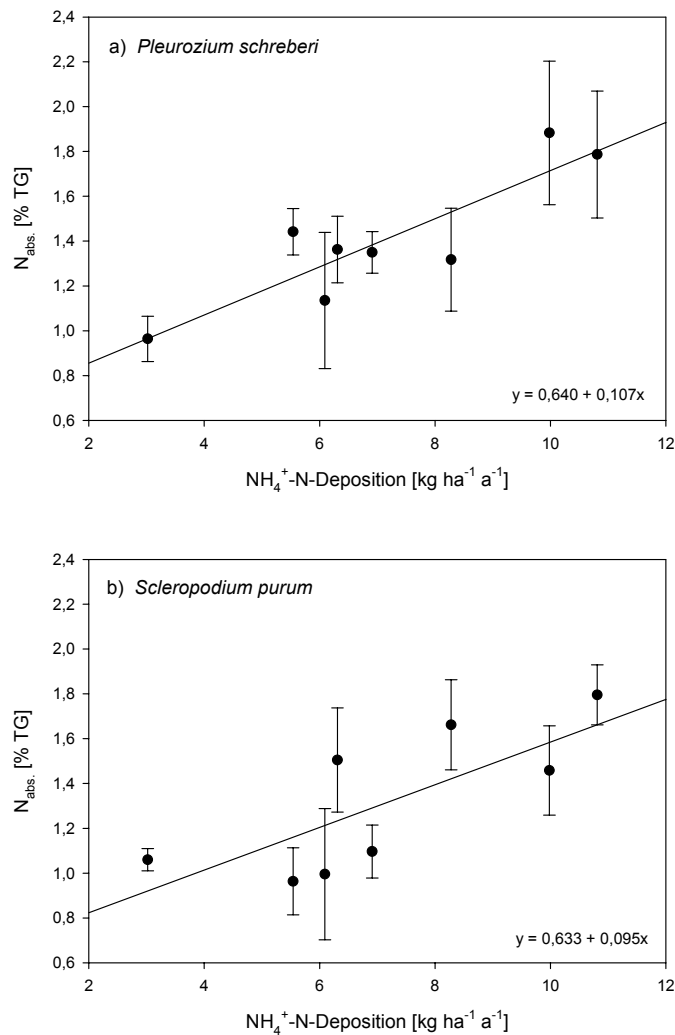


Abb. 7.5 a-b: Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung.

Die Beziehung zwischen der Ammoniumdeposition und den Stickstoffgehalten erweist sich ebenfalls bei beiden Arten als höchstsignifikant (Tab. 7.6). Die Anpassungsgüten sowie die durch die Regressionen erklärten prozentualen Anteile an Varianz sind bei beiden Arten höher als bei dem zuvor gezeigten Zusammenhang mit der N-Deposition, der Unterschied im

R^2 zwischen den Arten ist größer. Der Anstieg der Stickstoffgehalte mit zunehmender NH_4^+ -N-Deposition ist bei beiden Arten wiederum vergleichbar (Abb. 7.5).

Tab. 7.7: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NO_3^- -N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.

Art	R^2	Regression [%]	Residuen [%]	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,176	89,0	11,0	0,007**
<i>Scleropodium purum</i>	0,147	86,1	13,9	0,018*

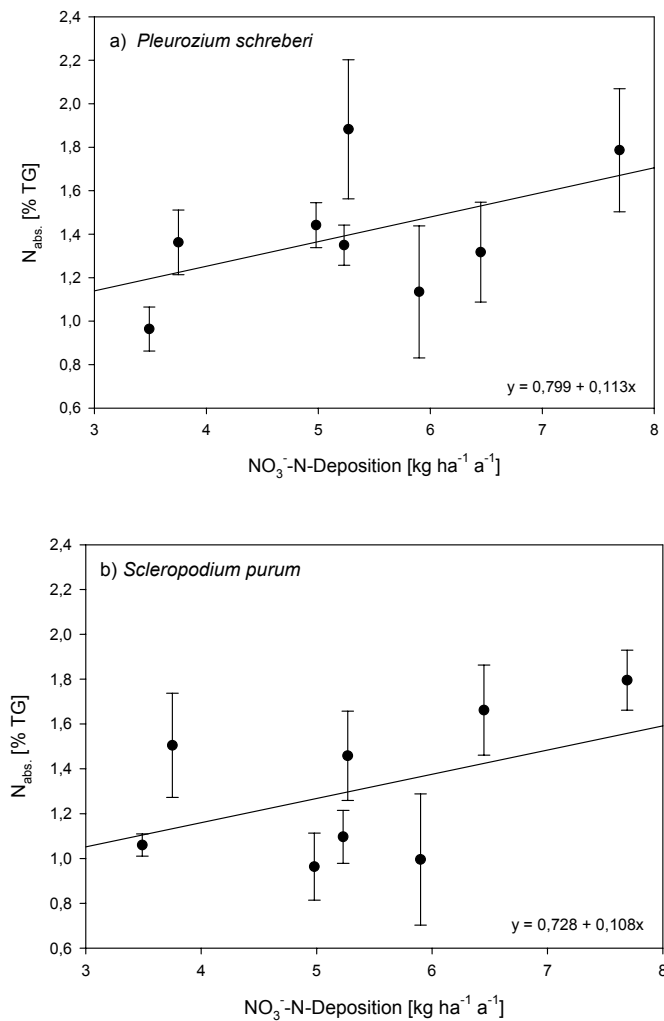


Abb. 7.6 a-b: Zusammenhang zwischen NO_3^- -N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung.

Die Beziehung zwischen der Nitratdeposition und den Stickstoffgehalten erweist sich gegenüber den vorher gezeigten Zusammenhängen sowohl bei *Pleurozium schreberi* als auch bei *Scleropodium purum* als relativ schwach. Dies findet Ausdruck in vergleichsweise geringen Anpassungsgüten, niedrigen prozentualen Anteilen durch die Regressionen erklärter Varianz sowie niedrigeren Signifikanzniveaus (Tab. 7.7). Der Anstieg der Stickstoffgehalte mit zunehmender NO_3^- -N-Deposition unterscheidet sich zwischen den beiden Arten kaum (Abb. 7.6).

7.3.3 Deposition und $\delta^{15}\text{N}$

In Tabelle 7.8 und Abbildung 7.7 sind die Ergebnisse der linearen Regressionen für den Zusammenhang zwischen der NH_4^+ -N-Deposition und den für *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* ermittelten $\delta^{15}\text{N}$ -Werten dargestellt. Tabelle 7.9 und Abbildung 7.8 zeigen die Ergebnisse für die Beziehung zwischen den errechneten NH_4^+ -N/ NO_3^- -N-Quotienten und den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten. Detaillierte Angaben zu den Regressionen sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang E).

Tab. 7.8. Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.

Art	R^2	Regression [%]	Residuen [%]	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,261	93,1	6,9	0,001***
<i>Scleropodium purum</i>	0,285	93,5	6,5	0,001***

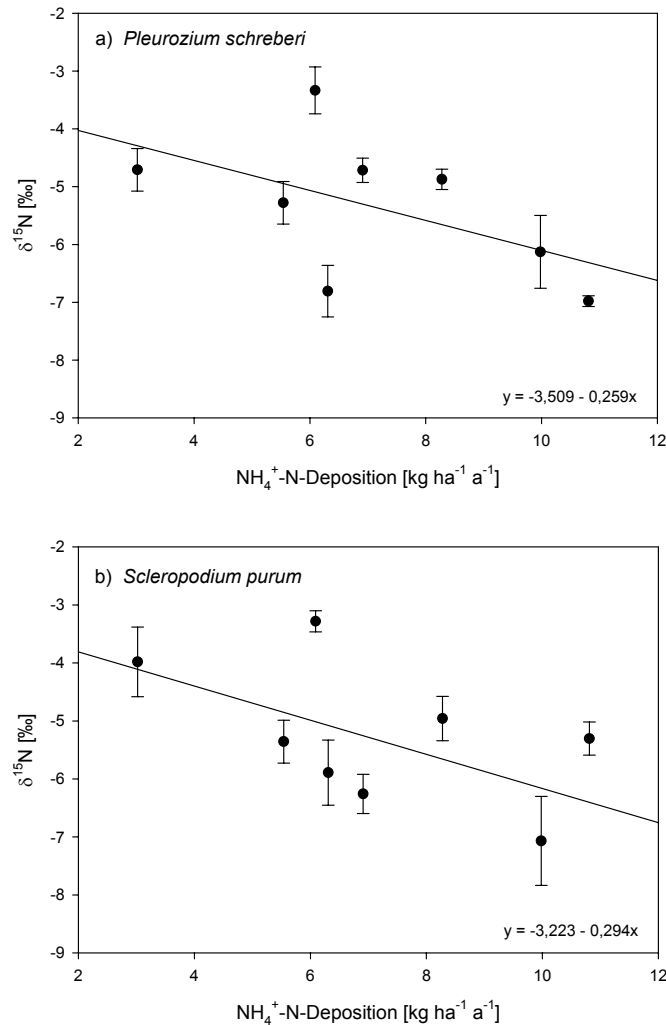


Abb. 7.7 a-b: Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung.

Der Zusammenhang zwischen der Ammoniumdeposition und dem N-Isotopenverhältnis erweist sich bei beiden Arten als höchstsignifikant (Tab. 7.8). Im Gegensatz zu den Beziehungen zwischen Deposition und Stickstoffgehalten (7.3.2) wird hierbei für *Scleropodium purum* eine etwas höhere Anpassungsgüte erzielt als für *Pleurozium schreberi*. Mit zunehmender NH_4^+ -N-Deposition zeigen beide Arten ein negativeres $\delta^{15}\text{N}$, *Scleropodium purum* etwas stärker als *Pleurozium schreberi* (Abb. 7.7).

Tab. 7.9: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Verhältnis und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.

Art	R^2	Regression [%]	Residuen [%]	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,446	96,8	3,2	0,000***
<i>Scleropodium purum</i>	0,622	98,3	1,7	0,000***

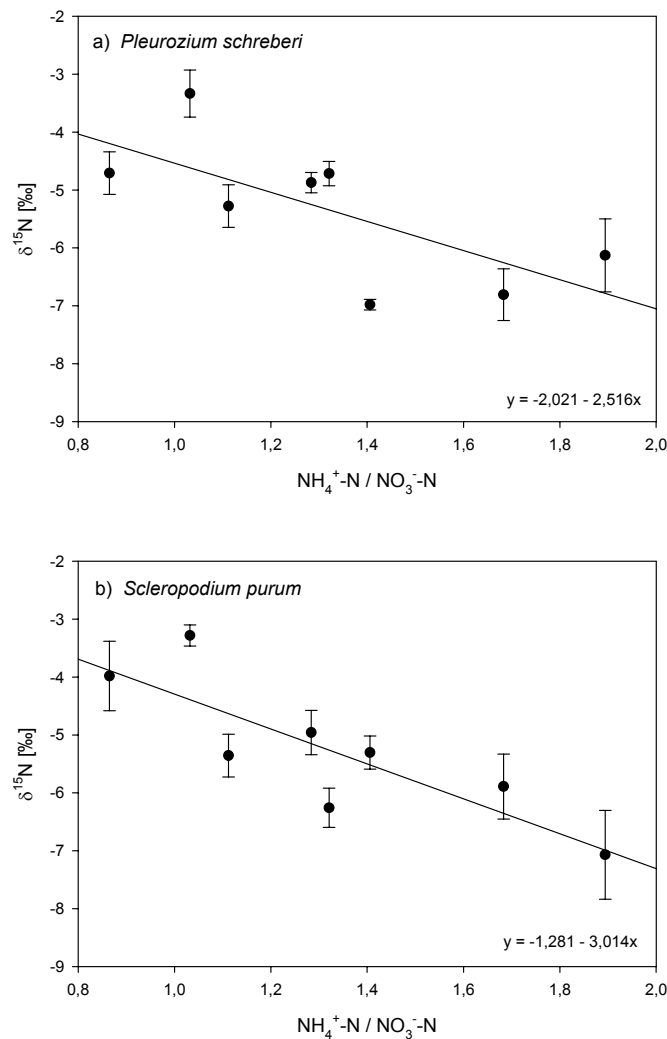


Abb. 7.8 a-b: Zusammenhang zwischen $\text{NH}_4^+\text{-N}/\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Verhältnis und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung.

Das Verhältnis von $\text{NH}_4^+\text{-N}$ zu $\text{NO}_3^-\text{-N}$ in der Deposition hat ebenfalls einen höchstsignifikanten Einfluss auf das N-Isotopenverhältnis (Tab. 7.9). Die Anpassungsgüte sowie die durch die Regressionen erklärten prozentualen Anteile an Varianz sind bei beiden Arten, insbesondere aber bei *Scleropodium purum*, deutlich höher als beim Zusammenhang

zwischen der Ammoniumdeposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ (Tab. 7.8). Mit zunehmender Weitung des $\text{NH}_4^+\text{-N/NO}_3^-\text{-N}$ Verhältnisses wird bei beiden Arten das $\delta^{15}\text{N}$ negativer, bei *Scleropodium purum* stärker als bei *Pleurozium schreberi* (Abb. 7.8).

Neben den gezeigten Beziehungen wurde auch der Zusammenhang zwischen der $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -Deposition und dem N-Isotopenverhältnis einer statistischen Prüfung unterzogen. Dieser erwies sich bei beiden Arten als nicht signifikant mit Anpassungsgüten von 0,008 für *Pleurozium schreberi* und 0,001 für *Scleropodium purum*.

7.3.4 Deposition und Wachstum

Tabelle 7.10 gibt einen Überblick über die jährliche Biomasseproduktion pro Fläche von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* in den acht Beprobungsgebieten. Tabelle 7.11 und Abbildung 7.9 zeigen die Ergebnisse der linearen Regressionen für die Beziehung zwischen der N-Deposition und den für die beiden Arten ermittelten Biomassezuwächsen. Detaillierte Angaben zu den Regressionen sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang E). In Tabelle 7.12 sind Korrelationskoeffizienten für die Zusammenhänge zwischen Wuchsdaten und weiteren Variablen zusammengestellt.

Tab. 7.10: Daten zur Biomasseproduktion [$\text{g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$] von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* in den acht Untersuchungsgebieten.

	<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Scleropodium purum</i>
n	40	38 (37)
Mittel	128,7	120,3 (123,2)
Median	114,2	128,2 (128,5)
SD	60,1	35,0 (30,5)
Minimum	54,8	12,8 (42,2)
Maximum	287,8	180,9
Variationskoeffizient	46,7	29,1 (24,8)

Anmerkung: Berechnungen für *Scleropodium purum* mit und, in Klammern, ohne eine stark abweichende Probe von der Velmerstot.

Der über alle acht Untersuchungsgebiete gemittelte annuelle Biomassezuwachs ist bei beiden Arten vergleichbar (Tab. 7.10). Die Schwankungsbreite und der Variationskoeffizient sind bei *Pleurozium schreberi* deutlich größer, ebenso ist das Maximum der Biomasseproduktion bei der Art wesentlich höher als bei *Scleropodium purum*.

Tab. 7.11: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen der N-Deposition und dem annuellen Biomassezuwachs von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.

Art	R^2	Regression [%]	Residuen [%]	Signifikanz
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,460	97,0	3,0	0,000***
<i>Scleropodium purum</i>	0,262	92,7	7,3	0,001***

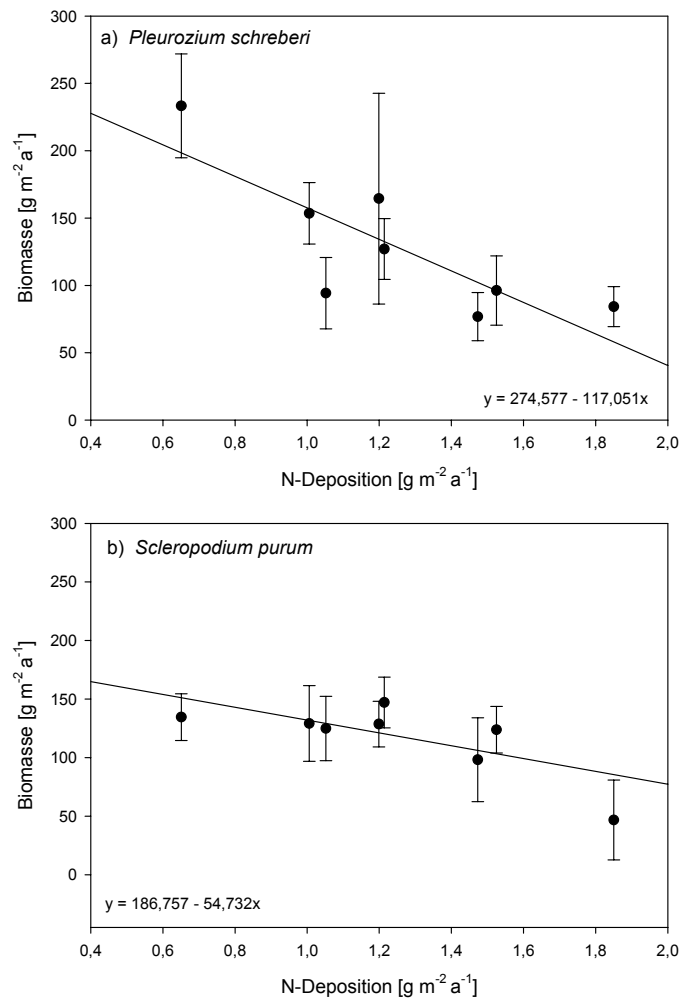


Abb. 7.9 a-b: Zusammenhang zwischen der N-Deposition und dem annuellen Biomassezuwachs von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung.

Die lineare Regression belegt einen bei beiden Arten höchstsignifikanten Zusammenhang zwischen der Deposition und der jährlich gebildeten Biomasse pro Fläche (Tab. 7.11). Die Modellgüte sowie der durch die Regression erklärte prozentuale Anteil an Varianz sind bei *Pleurozium schreberi* deutlich höher als bei *Scleropodium purum*. Bei beiden Arten zeigt sich eine Abnahme der Biomasseproduktion mit höherer Deposition (Abb. 7.9). Diese Abnahme ist bei *Pleurozium schreberi* wesentlich stärker ausgeprägt als bei *Scleropodium purum*.

Tab. 7.12: Korrelationen zwischen Wuchsdaten, Deposition, Niederschlag und Höhe. Koeffizienten nach Pearson mit Signifikanzen. $n = 8$ für die paarweisen Vergleiche. Der jeweils obere Koeffizient in einem Feld bezieht sich auf *Pleurozium schreberi*, der untere auf *Scleropodium purum*.

	Höhe	Niederschlag	Deposition	Sprosslänge	Astzahl	Sprosszahl	Biomasse
Biomasse	0,27	-0,20	-0,77*	-0,64	-0,62	0,98**	1,00
	-0,18	-0,56	-0,76*	0,05	0,47	0,85**	
Sprosszahl	0,17	-0,34	-0,81*	-0,59	-0,69	1,00	
	-0,33	-0,44	-0,43	-0,09	0,28		
Astzahl	0,14	0,73*	0,94**	0,72*	1,00		
	-0,70	-0,67	-0,23	0,73*			
Sprosslänge	-0,15	0,25	0,73*	1,00			
	-0,56	-0,40	0,04				
Deposition	-0,16	0,52	1,00				
Niederschlag	0,70	1,00					
Höhe	1,00						

Erläuterungen zu den Variablen:

Biomasse: Trockengewicht des Jahreszuwachses auf 10x10 cm Fläche

Sprosszahl: Anzahl der Sprosse auf 10x10 cm Fläche

Astzahl: Mittlere Anzahl der Seitenäste pro Spross

Sprosslänge: Mittlere Länge des Jahrestriebs

Deposition: N-Deposition des Jahres 2001

Niederschlag: Niederschlagssumme des Jahres 2001

Höhe: Höhe der Probenahmegebiete über NN

Auf den negativen Zusammenhang zwischen der N-Deposition und der Biomasse pro Fläche wurde bereits hingewiesen. Bei beiden Arten übereinstimmend signifikante bzw. hochsignifikante Korrelationskoeffizienten wurden für die Zusammenhänge zwischen Sprosslänge und Astzahl sowie zwischen Sprosszahl und Biomasse ermittelt (Tab. 7.8). Da die übrigen Koeffizienten sich zwischen *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* meist unterscheiden, erfolgt eine getrennte Betrachtung der Arten.

Für *Pleurozium schreberi* ergeben sich mittlere negative Korrelationen zwischen Astzahl und Biomasse sowie Astzahl und Sprosszahl, ebenso zwischen Sprosslänge und Biomasse sowie Sprosslänge und Sprosszahl. Mit der Deposition korreliert signifikant negativ die Sprosszahl, signifikant positiv hingegen die Sprosslänge. Mit dem Niederschlag steht die Astzahl in signifikant positiver Verbindung. Bei *Scleropodium purum* sind die meisten Zusammenhänge deutlich schwächer. Auffällig ist vor allem die zu *Pleurozium schreberi* umgekehrte Korrelation zwischen dem Niederschlag und der Astzahl. Bei den übrigen Variablen korreliert relativ hoch positiv der Niederschlag mit der Höhe, der Zusammenhang zwischen Niederschlag und Deposition ist nur von mittlerer Stärke.

7.4 Diskussion

7.4.1 Evaluierung der Stickstoffverteilung und des $\delta^{15}\text{N}$

Die durchschnittliche Länge der Jahrestriebe von *Pleurozium schreberi* (Tab. 7.3) ist um etwa 9 mm größer als bei ZECHMEISTER (1995) und vergleichbar mit den höchsten Werten, die dieser für die Art aus Österreich angibt. PAKARINEN & RINNE (1979) ermittelten in Finnland jährliche Längenzuwächse von durchschnittlich 23-24 mm. Ausschlaggebend für das größere Längenwachstum im Evaluierungsgebiet sind möglicherweise günstigere klimatische Bedingungen. So konnte ZECHMEISTER (1995) für *Pleurozium schreberi* eine hochsignifikante Korrelation zwischen Temperatur und jährlichem Längenzuwachs zeigen. Da das Evaluierungsgebiet im Randbereich des wärmebegünstigten Rheintals liegt, ist eine deutlich längere Wachstumsphase im Vergleich zu Finnland oder Österreich zu erwarten. Weitere mögliche Ursachen für ein stärkeres Längenwachstum im Untersuchungsraum werden unter 7.4.4 diskutiert.

Zum annuellen Längenzuwachs von *Scleropodium purum* stehen bislang kaum Vergleichsdaten zur Verfügung. BATES (1987) ermittelte im Rahmen eines Düngungsexperiments bei Pflanzen der Kontrolle einen Zuwachs von 10,4 mm in sechs Monaten. Hochgerechnet auf 12 Monate wären dies 37% weniger als im Evaluierungsgebiet (Tab. 7.3). Die im Vergleich zu *Pleurozium schreberi* größere mittlere Länge sowohl des Jahrestriebs als auch des Altabschnitts ist eventuell auf höhere Wachstumsraten von *Scleropodium purum* zurückzuführen (FURNESS & GRIME 1982a).

Zwischen der mittleren Länge des Jahrestriebs und der des Altabschnitts wurde bei beiden Arten ein deutlicher Unterschied festgestellt. Dieser steht möglicherweise mit klimatischen Differenzen zwischen den Jahren 2000 und 2001 in Zusammenhang. Die tatsächliche Streuung der Längenmesswerte, die Ausdruck im Variationskoeffizienten findet, ist bei den Jahrestrieben von *Pleurozium schreberi* nahezu doppelt so groß wie bei *Scleropodium purum*. ZECHMEISTER (1995) ermittelte im zentralen Bereich von *Pleurozium schreberi*-Filzen kürzere Sprosse als in deren Randbereich und vermutet als Ursache hierfür mikroklimatische Unterschiede. Möglicherweise reagiert *Scleropodium purum* hinsichtlich seines Längenwachses auf solche Unterschiede schwächer als *Pleurozium schreberi*.

Die Abnahme der N-Konzentration bei *Pleurozium schreberi* mit Entfernung von der Sprossspitze bzw. der signifikante Unterschied zwischen Jahrestrieb und Altabschnitt (Abb. 7.2 a)

stimmen mit der allgemeinen Erkenntnis überein, dass bei Moosen der Gehalt wichtiger Nährstoffe in den jüngsten Segmenten meist am höchsten und in älteren Sprossabschnitten hingegen verringert ist. Dies gilt für einwertige Elemente sowie häufig auch für Stickstoff und Phosphor, zweiwertige Elemente sind dagegen oft in älteren Sprossabschnitten angereichert (PROCTOR 1982, BROWN 1984). Abnahmen speziell des Stickstoffgehalts zu älteren Geweben hin stellten auch BADDELEY et al. (1994) bei *Racomitrium lanuginosum*, TAMM (1953) sowie SKRE & OECHSEL (1979) bei *Hylocomium splendens* und MALMER (1988) bei verschiedenen Torfmoosarten fest. Zu umgekehrten Ergebnissen kamen GRUBB et al. (1969), die bei mehreren Epiphyten in älteren Sprosssteilen höhere N-Konzentrationen fanden als im aktuellen Zuwachs.

Die gegenüber der Sprossspitze signifikant höhere N-Konzentration des 2-4 cm-Abschnitts bei *Scleropodium purum* (Abb. 7.2 b) beruht möglicherweise auf einer größeren Anzahl von Seitenästen in diesem Bereich. Allerdings konnten BADDELEY et al. (1994) bei *Racomitrium lanuginosum* durch das Entfernen von Seitenästen keinen Effekt auf den Stickstoffgehalt nachweisen. Abgesehen vom 2-4 cm-Segment sind die N-Konzentrationen in den übrigen vier untersuchten Abschnitten ähnlich, signifikante Unterschiede bestehen keine. Dies hängt möglicherweise mit der für die Art beschriebenen Translokation von Nährstoffen zusammen (BATES & BAKKEN 1998), die eine relativ homogene N-Verteilung in den Sprossen zur Folge haben könnte.

Hinsichtlich des $\delta^{15}\text{N}$ sind die Ergebnisse für *Scleropodium purum* wesentlich klarer als für *Pleurozium schreberi* (Abb. 7.3). Während bei letzterem lediglich Tendenzen zu einem positiveren $\delta^{15}\text{N}$ mit zunehmendem Alter des Gewebes zu erkennen sind, ergeben sich bei *Scleropodium purum* deutliche Unterschiede sowohl bei den 2 cm-Abschnitten als auch zwischen Jahrestrieb und Altabschnitt. Zur Variation des natürlichen Isotopenverhältnisses in Moosgeweben unterschiedlichen Alters existieren bislang keine Arbeiten. GEBAUER et al. (1994) stellten bei Fichtennadeln mit zunehmendem Alter sowohl negativere als auch positivere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte fest. Letztere führen sie auf einen möglichen Export ^{15}N angereicherter N-Verbindungen zurück. Dies ist auch bei den beiden untersuchten Moosen in Betracht zu ziehen, da sowohl bei Translokation als auch bei *leaching* aus älterem Gewebe eine Diskriminierung des schwereren ^{15}N anzunehmen ist, was letztlich eine relative ^{15}N -Anreicherung und damit positivere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte bedingen würde. Eine weitere, allerdings weniger wahrscheinliche Erklärung wäre, dass die apikalen Sprossabschnitte stärker durch

^{15}N abgereicherte N-Verbindungen der Deposition beeinflusst werden als ältere, weniger exponierte Sprossabschnitte.

Nach den Ergebnissen der Evaluierungsuntersuchung ist es offenbar von untergeordneter Bedeutung, ob bei der Bestimmung des Stickstoffgehalts bzw. des Isotopenverhältnisses mit 2 cm-Sprossspitzen oder mit Jahrestrieben von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* gearbeitet wird. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die verwendeten Jahrestriebe im Mittel nur ca. 10-13 mm länger waren als die Sprossspitzen und deshalb keine deutlichen Differenzen zu erwarten waren. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass in anderen Gebieten, in denen die Pflanzen aufgrund bestimmter Standortverhältnisse größere annuelle Längenzuwächse zeigen, signifikante Unterschiede zwischen Sprossspitzen und Jahrestrieben auftreten. Wenn auch die N-Konzentration bei *Scleropodium purum* in älteren Sprossabschnitten ähnlich der in jüngeren Segmenten war, sollte nach den übrigen Ergebnissen von einer Verwendung vollständiger Pflanzen mit variablem Anteil alten oder abgestorbenen Gewebes abgesehen werden. Dies gilt insbesondere, wenn Gebiete mit sehr unterschiedlichen Zersetzungsbedingungen miteinander verglichen werden und starke Schwankungen in der Gesamtlänge alter Sprosssteile zwangsläufig zu Über- oder Unterschätzung des Stickstoffgehalts bzw. des $\delta^{15}\text{N}$ führen. Auf die Wichtigkeit der Verwendung vergleichbarer Sprossabschnitte zum Monitoring atmosphärischer N-Einträge weist auch MALMER (1988) hin.

7.4.2 Deposition und Stickstoffgehalte

Die annuellen Längenzuwächse beider Arten sind gemittelt über alle acht Beprobungsgebiete erheblich größer als im Evaluierungsgebiet, *Scleropodium purum* erweist sich auch hier als wuchsstärker (Tab. 7.4). Der bereits unter 7.4.1 erwähnte Faktor Temperatur scheidet als Ursache für den insgesamt größeren Längenzuwachs aus, da es in den meisten Gebieten wegen ihrer Höhenlage im Jahresdurchschnitt deutlich kühler ist als im Randbereich des Rheintals. Verstärktes Sprosslängenwachstum aufgrund geringerer Evapotranspiration (BUSBY et al. 1978, BAKKEN 1994) würde die größten Längenzuwächse beider Arten an Mittelgebirgslokalitäten erklären. Da jedoch zugleich die geringsten Längenzunahmen in höheren Lagen verzeichnet wurden (s. Anhang E) ist davon auszugehen, dass für das

Sprosslängenwachstum im Untersuchungsraum noch andere Faktoren von Bedeutung sein müssen. Diese werden unter 7.4.4 genauer betrachtet.

Die höchstsignifikanten Regressionen für die Beziehung N-Deposition und Stickstoffgehalte (Abb. 7.4) belegen, dass sich regionale Depositionsunterschiede in der N-Konzentration aktueller Jahrestriebe von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* widerspiegeln. Es erscheint dem zur Folge möglich, durch direkte Beprobung von Populationen und nachfolgende Analyse der annuellen Zuwächse die N-Freiflächendeposition grob abzuschätzen. Der Vergleich der Ergebnisse zwischen den beiden Arten (Tab. 7.5) lässt vermuten, dass diese Abschätzung mit *Pleurozium schreberi* etwas präziser erfolgen kann als mit *Scleropodium purum*.

Der Zusammenhang mit der NH_4^+ -N-Deposition ist bei beiden Arten stärker als mit der N-Deposition (Tab. 7.6), die NO_3^- -N-Deposition ist für die Stickstoffgehalte offenbar von eher untergeordneter Bedeutung (Tab. 7.7). Es kann gefolgert werden, dass in erster Linie der Eintrag von Ammonium die N-Konzentration der Moose bestimmt. Daraus ergeben sich praktische Konsequenzen in Hinblick auf ein großräumiges Depositionsmonitoring, da in Gebieten mit hohem Anteil von NO_3^- -N an der Deposition der tatsächliche N-Eintrag beim Rückschluss aus Moos-Stickstoffgehalten möglicherweise unterschätzt wird. Ob diese Vermutung zutrifft kann nur durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

Einen linearen Zusammenhang zwischen N-Depositionsraten und Stickstoffgehalten von Moosen ermittelten auch PITCAIRN et al. (1995) in Großbritannien. Sie gehen davon aus, dass die Moos-N-Konzentration mit jedem Kilogramm N-Deposition um 0,022 Gewebeprozent zunimmt. Der im Rahmen der eigenen Untersuchung festgestellte wesentlich steilere Anstieg der N-Konzentration von 0,066 bei *Pleurozium schreberi* und 0,061 bei *Scleropodium purum* (Abb. 7.4) ist aus mehreren Gründen nicht direkt mit dem Wert von PITCAIRN et al. (1995) vergleichbar. Zum einen korrelierten die Autoren mit der Gesamt- und nicht mit der niedrigeren Bulk-Deposition (s. 2.2), zum anderen verwendeten sie einen Mix aus verschiedenen, teils auch endohydrischen Arten. Weiterhin kann wegen fehlender Vergleichsdaten zum annuellen Zuwachs keine Aussage darüber getroffen werden, ob bzw. in welcher der Untersuchungen, der von PITCAIRN et al. oder der eigenen, eine möglicherweise stärkere Wuchsverdünnung zu berücksichtigen ist.

Weitere Beispiele für die Beziehung zwischen N-Deposition und Stickstoffgehalten von Moosen finden sich bei MALMER (1988) sowie MOHR (1999). MALMER (1988) konnte einen höchstsignifikanten Zusammenhang zwischen nasser N-Deposition und Stickstoffgehalten

Bult bildender Torfmoosarten in Skandinavien zeigen. MOHR (1999) ermittelte eine Korrelation zwischen der Bestandsdeposition in unterschiedlich stark belasteten Kiefernwäldern Norddeutschlands und der N-Konzentration von *Pleurozium schreberi*. Dabei fand er die stärkste Beziehung mit dem Stickstoffeintrag im Jahr unmittelbar vor der Probenahme.

Mittlerweile gibt es Bestrebungen, Stickstoffgehalte von Moosen zur Beurteilung möglicher Critical Load-Überschreitungen in Ökosystemen heranzuziehen. Einen ersten Schwellenwert von 2 % für die N-Konzentration von Waldbodenarten schlagen PITCAIRN et al. (1998) vor, vermuten diesen jedoch nach weiteren Untersuchungen (PITCAIRN et al. 2002) als zu hoch angesetzt. In beiden genannten Arbeiten wurden nicht einzelne Arten, sondern Gemische aus mehreren ektohydricen Arten analysiert, was wegen artspezifischer Unterschiede im Stickstoffgehalt (s. 4.3.2) als ungünstig zu erachten ist. Aus diesem Grund und weil bei Einfluss durch Bestandsdeposition von generell höheren Stickstoffgehalten ausgegangen werden kann (TAMM 1953, VAN BREEMEN & VAN DIJK 1988), ist ein Vergleich mit den eigenen Untersuchungsergebnissen nicht möglich. Für *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* unter Freiflächenbedingungen ist in jedem Fall ein Schwellenwert weit unter 2% anzunehmen. Zur Abschätzung einer „kritischen N-Konzentration“ (PITCAIRN et al. 1998) wären Beprobungen der Arten beispielsweise in unterschiedlich stark degradierten Heideflächen bei gleichzeitiger technischer Erfassung der N-Deposition notwendig.

7.4.3 Deposition und $\delta^{15}\text{N}$

Nach den Ergebnissen der standardisierten Transplantation ist bereits die Vermutung geäußert worden, dass insbesondere die NH_4^+ -N-Deposition bzw. die negative $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur des Ammoniums einen Einfluss auf das natürliche N-Isotopenverhältnis der untersuchten Arten hat, wohingegen der NO_3^- -N-Deposition für das $\delta^{15}\text{N}$ der Moose möglicherweise eine eher untergeordnete Bedeutung zukommt (s. 5.4.3). Diese Annahme bestätigt sich im Rahmen des vorliegenden Untersuchungsabschnitts, in dem zwischen der Ammoniumdeposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ für beide Arten höchstsignifikante Zusammenhänge ermittelt wurden (Tab. 7.8), zwischen der Nitratdeposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ hingegen keine signifikanten Beziehungen nachgewiesen werden konnten (7.3.3 unten). Da keine Daten zur $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur des Ammoniums in der Deposition zur Verfügung stehen, kann keine Aussage darüber getroffen werden, ob und wie stark diese zwischen den Beprobungsgebieten variiert. Es besteht deshalb die Möglichkeit, dass die Signatur in Gebieten mit hohen NH_4^+ -N-Depositionsraten gleichzeitig

besonders negativ ist und die dort ermittelten niedrigen $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* zumindest teilweise auf der negativeren Signatur und nicht ausschließlich auf der Höhe der NH_4^+ -N-Deposition beruhen. Eine stärkere Variation der Signatur erscheint jedoch wegen der für beide Arten gefundenen linearen Zusammenhänge zwischen der NH_4^+ -N-Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ eher unwahrscheinlich (Abb. 7.7).

Die im Vergleich weitaus beste Beziehung ergibt sich zwischen dem Quotient aus NH_4^+ -N und NO_3^- -N in der Deposition und dem N-Isotopenverhältnis von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* (Tab. 7.9, Abb. 7.8). Vor dem Hintergrund, dass das $\delta^{15}\text{N}$ eines Organismus stets einer Vielzahl von Einflüssen und Prozessen unterliegt und nie ausschließlich durch die $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur der Stickstoffquelle bestimmt wird (ROBINSON 2001), ist vor allem der für *Scleropodium purum* ermittelte Zusammenhang mit einer Anpassungsgüte von 0,622 bemerkenswert (Abb. 7.8 b). Die Beziehung kann unter Annahme einer negativen $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur des Ammoniums und einer positiven bis schwach negativen $\delta^{15}\text{N}$ -Signatur des Nitrats (FREYER 1978, GARTEN 1992, HEATON et al. 1997) so interpretiert werden, dass je mehr Gewicht das Ammonium als Stickstoffquelle gewinnt, desto negativer das $\delta^{15}\text{N}$ der Moospflanze wird. Damit ist es potenziell möglich, über das $\delta^{15}\text{N}$ bei *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* die prozentualen Anteile von Ammonium und Nitrat an der Deposition abzuschätzen und letztlich Aussagen über die Deposition bestimmende Emittenten zu treffen. Ob der gefundene Zusammenhang auch bei deutlich überwiegendem NO_3^- -N-Anteil Bestand hat, müssen weitere Untersuchungen zeigen.

Statistische Beziehungen zwischen dem Verhältnis von Ammonium zu Nitrat in der Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ von Pflanzen oder Pflanzenteilen wurden bislang nicht hergestellt. Nach Ergebnissen bereits stattgefundener Untersuchungen besteht aber weitgehende Einigkeit darüber, dass ein Zusammenhang zwischen hauptsächlich deponierter Stickstoffspezies und dem N-Isotopenverhältnis von Organismen existiert. So ermittelten PEARSON et al. (2000) für mehrere Laubmoosarten in urbanen Bereichen positive bis schwach negative, in ruralen Regionen hingegen stark negative $\delta^{15}\text{N}$ -Werte und führen dies auf hohe NO_x -Einträge in der Stadt bzw. dominierende NH_y -Einträge im ländlichen Raum zurück. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch GERDOL et al. (2002) bei einer Untersuchung mit *Tortula muralis*. JUNG et al. (1997) wiesen bei Kiefernadeln aus der Umgebung von Ballungsräumen und Industriezentren positive bis schwach negative $\delta^{15}\text{N}$ -Werte nach, bei Proben aus ländlichen Bereichen dagegen stark negative.

7.4.4 Deposition und Wachstum

Der für *Pleurozium schreberi* errechnete mittlere annuelle Biomassezuwachs (Tab. 7.10) ist etwa ein Viertel größer als in Südfinnland (PAKARINEN & RINNE 1979), liegt jedoch 20% unter dem Wert, den ZECHMEISTER (1998) für die Art aus Österreich angibt. Für die im Vergleich zur südlichen borealen Zone höhere Produktivität im Untersuchungsraum dürften vor allem klimatische Unterschiede von Bedeutung sein, da das Mooswachstum eine deutliche Temperaturabhängigkeit aufweist (LONGTON & GREENE 1979, FURNESS & GRIME 1982a) und für Mitteleuropa von einer längeren Phase mit günstigen Wachstumsbedingungen ausgegangen werden kann als für Skandinavien (ZECHMEISTER 1998). Der im Verhältnis zu den Ergebnissen von ZECHMEISTER (1998) geringere Biomassezuwachs pro Fläche bei gleichzeitig größerer Streuung der Messwerte kann hingegen kaum auf klimatische Ursachen zurückgeführt werden, da in die österreichische Untersuchung Populationen aus Gebieten mit wesentlich stärker variierenden und teils ungünstigeren klimatischen Bedingungen, insbesondere hinsichtlich des Faktors Temperatur, einbezogen wurden.

Da *Scleropodium purum* im Biomonitoring bislang verhältnismäßig wenig Berücksichtigung fand, stehen zum annuellen Biomassezuwachs der Art kaum Vergleichsdaten zur Verfügung. ZECHMEISTER & RISS (2003) ermittelten für Höhenlagen zwischen 150 und 800 m in Österreich jährliche Zuwachsraten von durchschnittlich 148 g m^{-2} und damit im Vergleich zur eigenen Untersuchung ähnlich höhere Werte wie für *Pleurozium schreberi* (s. o.).

Zur Überprüfung, ob möglicherweise der Stickstoffeintrag einen Einfluss auf das Wachstum von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* im Untersuchungsraum hat, wurden die Regressionen für die Beziehung zwischen der N-Deposition und dem annuellen Biomassezuwachs durchgeführt. Vor allem die Ergebnisse von *Pleurozium schreberi* deuten auf eine Abhängigkeit der Biomasseproduktion pro Fläche von der Höhe des Stickstoffeintrags hin (Tab. 7.11, Abb. 7.9 a). Dabei ergibt sich ein gegensätzlicher Trend, d.h. je höher die N-Deposition, desto geringer ist die jährlich gebildete Biomasse pro Fläche. Es kann ausgeschlossen werden, dass die Variation der Biomasse auf unterschiedlich großen Anteilen anderer Arten in den Proben beruht, da sowohl von *Pleurozium schreberi* als auch von *Scleropodium purum* stets Dominanzbestände beprobt wurden.

Besonders für *Pleurozium schreberi* ist eine Erklärung des ermittelten Zusammenhangs unter Berücksichtigung der zusätzlich erhobenen Wuchsdaten möglich (Tab. 7.12). Danach wird der annuelle Biomassezuwachs vor allem durch die Anzahl der Sprosse pro Fläche bestimmt.

Wie aus der signifikant negativen Korrelation zwischen der Deposition und der Sprosszahl hervorgeht, führen höhere N-Depositionsraten offensichtlich zu einer Auflichtung der Bestände. So konnten auch CARROLL et al. (2000) im Rahmen eines sechsjährigen Düngungsexperiments eine Abnahme der Sprossdichte von *Pleurozium schreberi* in Abhängigkeit von der Höhe der Deposition zeigen. Bereits in mehreren Walddüngungsexperimenten wurden durch simulierten Stickstoffeintrag bedingte Deckungsreduktionen der Art beobachtet (KELLNER & MÄRSHAGEN 1991, DIRKSE & MARTAKIS 1992, PRESCOTT et al. 1995). Die Zunahme der mittleren Sprosslänge mit höherer Deposition (Tab. 7.12) ist vermutlich ebenfalls auf den direkten Einfluss der Deposition zurückzuführen. Zwar stellte OECHEL (in BROWN 1982) im Rahmen eines Düngungsexperiments keine deutliche Wuchsstimulationen von *Pleurozium schreberi* fest, HUTCHINSON & SCOTT (1988) hingegen verzeichneten bei mehrjähriger Behandlung der Art mit salpetersäurehaltigen Lösungen in ihrer pH 5,6-Variante Sprosslängenzunahmen bei gleichzeitiger Biomassereduktion. Entscheidend für diese konträren Ergebnisse könnten die Einflussdauer sowie die Höhe der simulierten Deposition sein, da bei kontinuierlicher Erhöhung der Nährstoffzufuhr selbst bei oligotraphenten Arten eine Steigerung des Wachstums möglich ist (vgl. MALMER 1990). Gegen die abnehmende Bestandsdichte als Hauptursache für eine Zunahme des Sprosslängenwachstums sprechen neben dem negativen Zusammenhang nur mittlerer Stärke für die Variablen Sprosszahl und Sprosslänge die Erkenntnisse von BATES (1988). Dieser stellte bei *Rhytidiadelphus triquetrus* mit größerem Abstand zwischen den Sprossen eine Reduktion des Längenwachstums fest und führt dies auf Erhöhung der Evapotranspiration zurück. Allerdings ermittelte ZECHMEISTER (1995) im zentralen Bereich von *Pleurozium schreberi*-Filzen kürzere Sprosse als in deren Randbereich, weshalb ein zumindest partieller Einfluss der Bestandsdichte auf das Längenwachstum nicht ausgeschlossen werden kann. Von geringerer Bedeutung für das Längenwachstum von *Pleurozium schreberi* im Untersuchungsraum ist offenbar auch die Höhe des Niederschlags. Für die höchstsignifikant positive Korrelation zwischen der Deposition und der mittleren Anzahl von Seitenästen dürften nach den ermittelten Koeffizienten unterschiedliche Faktoren eine Rolle spielen. Die Korrelation zwischen Astzahl und Sprosslänge deutet auf einen indirekten Zusammenhang hin, d.h. bei größerer Sprosslänge ist eine verstärkte Seitenastbildung möglich. Daneben besteht eine signifikante Beziehung zwischen Astzahl und dem Niederschlag, die, da sie bei *Scleropodium purum* nahezu gegensätzlich ist, ohne weitere Untersuchungen nicht erklärt werden kann.

Bei *Scleropodium purum* ist der Zusammenhang zwischen Sprosszahl und Biomasse ebenfalls höchstsignifikant positiv (Tab. 7.12). Auch für diese Art kann eine Bestandsauflichtung bei höheren Depositionsraten angenommen werden, die dem Korrelationskoeffizienten von -0,43 nach zu urteilen allerdings wesentlich schwächer ausgeprägt ist als bei *Pleurozium schreberi*. Da für *Scleropodium purum* keine Beziehung zwischen der Deposition und der Sprosslänge gefunden wurde, ist zu vermuten, dass für das Längenwachstum der Art andere Faktoren wie etwa das Geländeklima eine gewichtigere Rolle spielen (z.B. ZECHMEISTER 1995). Dies könnte auch die starke Erhöhung des Variationskoeffizienten beim Vergleich der Evaluierungsuntersuchung (Tab. 7.3) mit der Hauptuntersuchung (Tab. 7.4) erklären.

Die Gründe, weshalb höhere N-Depositionsraten zu lichterem Wuchs führen, sind bislang nicht genau bekannt (CARROLL et al. 2000). Für eine Herabsetzung der Produktivität wären Versauerungseffekte (RAEYMAEKERS 1987, HUTCHINSON & SCOTT 1988, BAKKEN 1993), Hemmungen der Nitratreduktaseaktivität (MORECROFT et al. 1994) sowie direkte toxische Auswirkungen hoher NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen (PRESS & LEE 1982, LEE & STUDHOLME 1992) in Betracht zu ziehen. Da jedoch bei *Pleurozium schreberi* gleichzeitig größeres Sprosslängenwachstum zu beobachten war, wird angenommen, dass erhöhter N-Eintrag bei der Art zur Bildung lockerer Filze aus etiolierten Sprossen führt.

Hinsichtlich des Wachstums ist das Signal von *Pleurozium schreberi* auf die unterschiedlichen Depositionsraten wesentlich deutlicher als das von *Scleropodium purum*. Dies beruht wahrscheinlich auf einer engeren Bindung der Art an nährstoffarme Standorte bzw. einer besseren Anpassung an geringe Nährstoffversorgung und einer dementsprechend stärkeren Beeinträchtigung bei Nährstoffüberangebot.

7.5 Folgerungen

Nach den Erkenntnissen aus diesem Untersuchungsabschnitt erscheint es äußerst sinnvoll, bei einem potenziellen großräumigen Depositionsmonitoring die Parameter N-Konzentration und $\delta^{15}\text{N}$ kombiniert zu betrachten. Während die Stickstoffgehalte eine grobe Abschätzung der N-Deposition ermöglichen, kann an Hand des natürlichen N-Isotopenverhältnisses eine Aussage über die Anteile von NH_4^+ -N und NO_3^- -N an der Deposition getroffen werden. Die Überprüfung der ermittelten Zusammenhänge durch Beprobung einer weitaus größeren Anzahl von Gebieten mit bekannten Depositionsraten wäre wünschenswert. Weiterhin müsste eine solche Untersuchung zeigen, ob die Beziehung zwischen der N-Deposition und dem

Stickstoffgehalt der Monitorarten auch bei höheren N-Einträgen als in den acht Beprobungsgebieten linear ist, wovon nach PITCAIRN et al. (1998) sowie HICKS et al. (2000) nicht sicher ausgegangen werden kann.

Die interessante Beziehung zwischen der N-Deposition und dem annuellen Biomassezuwachs insbesondere von *Pleurozium schreberi* bedarf ebenfalls einer umfangreicheren Überprüfung. Sollte sich der Zusammenhang dabei bestätigen, wäre eine Depositionsabschätzung mit sehr einfachen Mitteln möglich.

Der bereits mehrfach erwähnte Verdünnungseffekt durch Wuchsstimulation ist bei der Verwendung von Jahrestrieben nach den Ergebnissen dieses Untersuchungsabschnitts höchstwahrscheinlich von eher untergeordneter Bedeutung, da trotz stark variierender Jahrestrieblängen höchstsignifikante Beziehungen zwischen der N-Deposition und den Moos-Stickstoffgehalten festgestellt wurden. Ferner wiesen die längsten Triebe von *Pleurozium schreberi* aus Gebieten mit hohen Depositionsraten zugleich die höchsten N-Konzentrationen auf.

Abschließend sei als Empfehlung für zukünftige Studien noch auf die Wichtigkeit einer akkuraten Probenahme hingewiesen. Wie sich im Verlauf der Untersuchung herausgestellt hat (Daten nicht gezeigt), führt bereits geringste Traufbeeinflussung durch überhängende Äste von Bäumen und Sträuchern zu deutlichen Erhöhungen der Moos-N-Konzentrationen. Sofern das Ziel einer Untersuchung in der Abschätzung der Freiflächendeposition besteht, ist es deshalb unbedingt erforderlich, ausschließlich völlig freistehende Populationen der Monitorarten zu beproben.

8 Experimentelle Untersuchungen zur Konkurrenz

8.1 Einleitung

Im einleitenden Teil der Arbeit wurde bereits darauf hingewiesen, dass zum eutrophierungsbedingten Wandel moosdominierter Pflanzengemeinschaften bislang nur wenige Untersuchungen vorliegen (s. 1.4). Es fand deshalb ein 18-monatiges Düngungsexperiment statt, im Rahmen dessen Veränderungen von Moosbeständen an Kleinstandorten sowie in Phanerogamengesellschaften mit dichter Mooschicht betrachtet wurden. Dabei waren sowohl direkte Reaktionen einzelner Moosarten auf die simulierte Nährstoffzufuhr als auch Auswirkungen der Düngung auf die Artenzusammensetzung und die Konkurrenzverhältnisse von Interesse.

In die Untersuchung wurden in Hinblick auf die Stickstoffversorgung ausschließlich nährstoffarme Habitate einbezogen. Mit Ausnahme eines Heidegebietes handelte es sich bei allen Standorten um Felsbiotope und Gesteinsrohböden. Ziel bei der Gebietsauswahl war die Abdeckung eines möglichst breiten Spektrums unterschiedlicher Moosvergesellschaftungen.

8.2 Material und Methoden

8.2.1 Untersuchungsgebiete

In Tabelle 8.1 sind die acht Untersuchungsgebiete zusammengestellt, in denen die Anlage der Dauerflächen erfolgte. Neben einer Charakterisierung der Standorte finden sich Angaben zum besiedelten Substrat und zur bryosoziologischen Einordnung der Bestände. Detaillierte Informationen zur geografischen Lage der Untersuchungsgebiete sowie zu den einzelnen Flächen sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang F).

Tab. 8.1: Übersicht zu den Dauerbeobachtungsflächen

Gebiet	Naturraum ¹	Standorttyp	Geologie ²	Gesellschaftszuordnung ³
Iversheim	Mechernicher Voreifel	Kalkfels in Kalkmager-rasen, exponiert	Kalkstein u. Mergel (Devon)	Grimmion tergestinae (Syn.: Schistidion apocarp)
Kakushöhle	Mechernicher Voreifel	Kalkfels in Blockschutt-wald, beschattet	Travertin (Quartär)	Neckerion complanatae
Kreuzberg	Ahreifel	Schiefergrus, exponiert	Tonschiefer (Unterdevon)	Ceratodonto-Polytrichion piliferi
Mayschoss	Ahreifel	Schieferfelsband, exponiert	Tonschiefer (Unterdevon)	Abietinellion
Gr. Ölberg, Blockhalde	Siebengebirge	trockene Basaltblockhalde, halbschattig	Alkalibasalt (Tertiär)	Grimmion commutatae
Gr. Ölberg, Steinbruch	Siebengebirge	feuchter Basaltsteinbruch, exponiert	Alkalibasalt (Tertiär)	Grimmion commutatae
Perlenhardt	Siebengebirge	Felswände, beschattet	Trachyt (Tertiär)	Tetraphidion pellucidae
Wahner Heide	Bergische Heideterrasse	trockene Heidefläche, exponiert	Flugsand (Quartär)	Moosreiches Callunetum

¹ nach GLÄSSER (1978)² nach GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1986, 1987, 1992)³ nach MARSTALLER (1993)

8.2.2 Anlage und Behandlung der Flächen

In jedem der Gebiete wurden vier 30x30 cm große Flächen in Beständen mit möglichst übereinstimmender Artenzusammensetzung ausgewählt und ihre Eckpunkte mit Farbe markiert. Lediglich in der Wahner Heide wurden aufgrund des sandigen Bodens farbige Drahtstifte verwendet. Die Simulation des erhöhten Stickstoffeintrags erfolgte in exakt der gleichen Weise wie bei der experimentellen Ermittlung geeigneter Monitorarten (s. 4.2.3).

8.2.3 Frequenzbestimmung, visuelle Begutachtung und Ergebnisdarstellung

Vegetationsveränderungen in den Flächen wurden mittels Frequenzbestimmung erfasst, die nach DIERBEN (1990) als geeignete Methode zur objektiven Beobachtung und Auswertung von Verschiebungen im Arteninventar und der Dominanz von Arten gilt. Einen Überblick über Vor- und Nachteile der Frequenzmethode gegenüber herkömmlicher Deckungsschätzung gibt DIERSCHKE (1994). Für die Aufnahme wurde ein in 100 Kleinquadrate (3x3 cm) unterteiltes Gitter auf die markierten Flächen gelegt und die Präsenz der Arten in den

einzelnen Teilflächen notiert. Sofern die Bestände zum Aufnahmezeitpunkt vollständig ausgetrocknet waren, erfolgte eine leichte Besprühung mit der Kontrolllösung zwecks besserer Ansprache der Arten. Bei bestimmungskritischen Sippen war eine mikroskopische Überprüfung unabdingbar. In diesen Fällen wurden mit einer Pinzette Einzelpflanzen aus den Flächen zur Bestimmung im Labor entnommen. Diese Nachbestimmung fand bei kleinsten Populationen von nur wenigen Individuen in der gesamten Fläche erst nach dem letzten Kartierungstermin statt. Der zeitliche Abstand zwischen den Aufnahmen betrug sechs Monate, die erste Kartierung wurde im Mai 2000, die abschließende im November 2001 durchgeführt.

Zu jedem Kartierungstermin erfolgte weiterhin eine visuelle Begutachtung der einzelnen Arten. Dabei wurden insbesondere chlorotische und nekrotische Verfärbungen vermerkt.

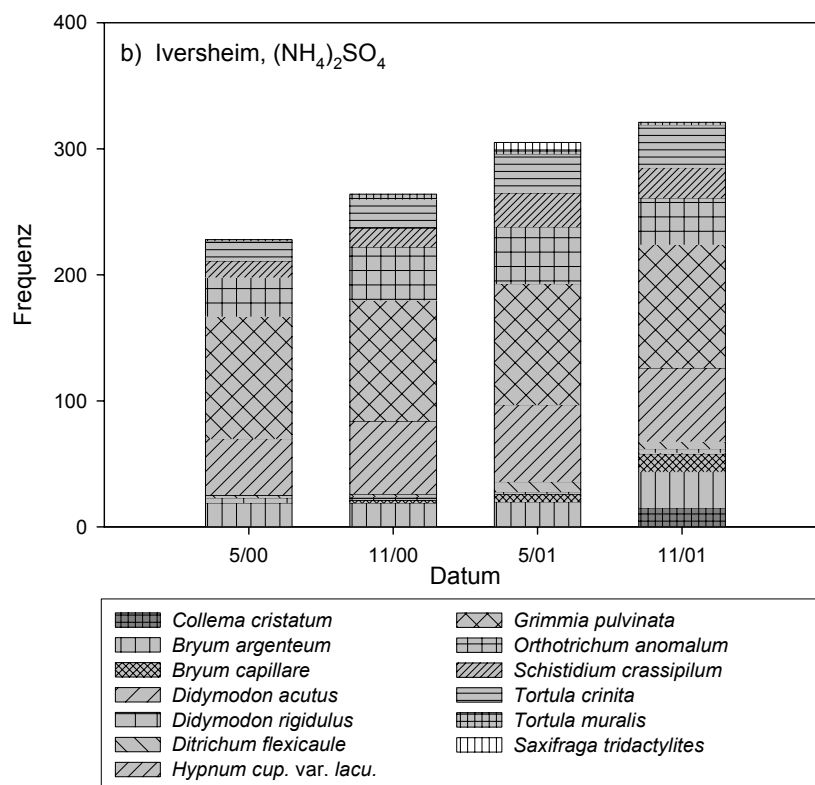
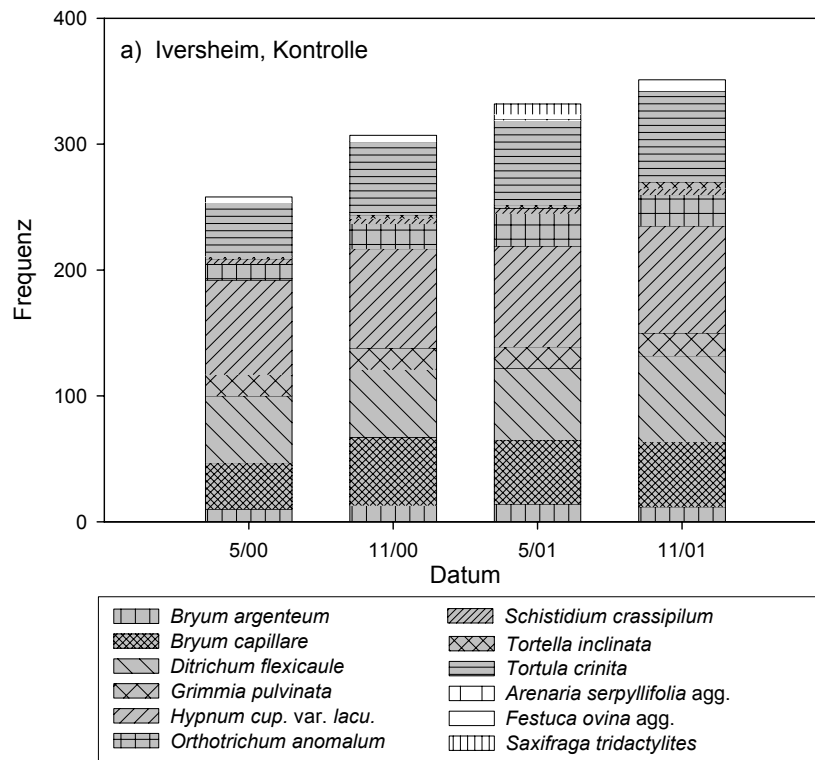
In den Diagrammen des Ergebnisteils sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu jedem Kartierungstermin kumulativ als Stapelsäulen dargestellt. Die Signaturen der höheren Pflanzen sind weiß, die der Moose hellgrau und die der Flechten dunkelgrau hinterlegt. Da mit 100 Kleinquadraten gearbeitet wurde, entspricht die Anzahl absoluter Vorkommen einer Art ihrem prozentualen Frequenzgrad.

8.3 Ergebnisse

In den Unterkapiteln 8.3.1 bis 8.3.8 werden die detaillierten Ergebnisse der frequenzanalytischen Erhebung, gegliedert nach den Untersuchungsgebieten, vorgestellt. Die exakten Frequenzen der einzelnen Arten zu den jeweiligen Aufnahmezeitpunkten sind dem Anhang zu entnehmen (Anhang F). In Kapitel 8.3.9 erfolgt eine zusammenfassende Betrachtung der Auswirkungen der unterschiedlichen Behandlungen.

Von den insgesamt 32 Flächen mussten bereits nach den ersten sechs Monaten vier vollständig aufgegeben werden, da sie mutwilliger Zerstörung zum Opfer gefallen sind. Von den übrigen 28 konnten wegen mechanischer Beschädigungen sechs zum letzten Kartierungstermin (November 2001) nicht mehr aufgenommen werden.

8.3.1 Iversheim



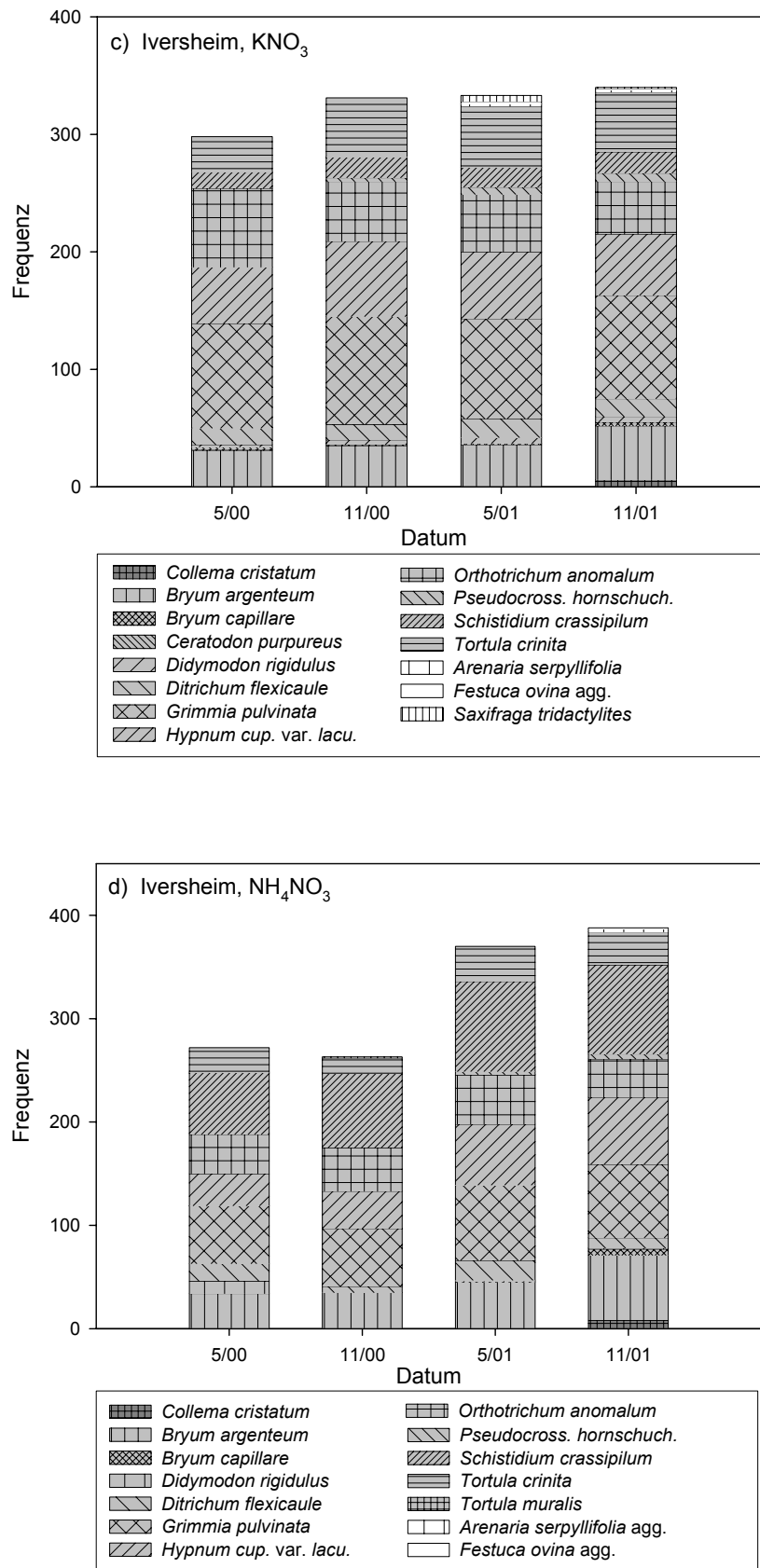


Abb. 8.1 a-d: Iversheim, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten.

In sämtlichen Flächen war über die Dauer des Experiments eine Zunahme der Gesamtfrequenz zu beobachten (Abb. 8.1). Diese war in der KNO_3 -Variante am geringsten, wobei hier eine mechanische Beschädigung des Bestandes, die zwischen November 2000 und Mai 2001 stattgefunden hatte, berücksichtigt werden muss. In der Kontrolle waren deutliche Frequenzzunahmen von mehr als 10 nur bei wenigen Arten zu beobachten, so bei *Bryum capillare*, *Ditrichum flexicaule* und *Tortula crinita* (Abb. 8.1 a). Starke Abnahmen über den Untersuchungszeitraum wurden bei keiner Art festgestellt. In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante war zum letzten Aufnahmetermin eine sprunghafte Zunahme von *Bryum argenteum* und *B. capillare* sowie der Flechte *Collema cristatum* zu verzeichnen, weiterhin deutlich ausgedehnt hatten sich *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, *Schistidium crassipilum* und *Tortula crinita* (Abb. 8.1 b). Bei *Schistidium crassipilum* wurden zum Ende des Experiments an mehreren Pflanzen Schädigungen (Braunverfärbungen) festgestellt. In der KNO_3 -Variante hatten vor allem *Bryum argenteum* und *Tortula crinita* deutlich zugenommen, wesentlich geringer aber stetig auch *Pseudocrossidium hornschuchianum* (Abb. 8.1 c). Zum letzten Aufnahmetermin trat auch in dieser Fläche *Collema cristatum* auf. Die Ursache für die Frequenzabnahme von *Orthotrichum anomalum* zwischen Mai und November 2000 lag im Herabfallen einzelner Polster. In der NH_4NO_3 -Variante fand zeitweilig eine Abnahme der Gesamtfrequenz statt, für die wiederum mechanische Beschädigungen verantwortlich waren (Abb. 8.1 d). Die deutlichsten Frequenzzunahmen in der Fläche zeigten *Bryum argenteum*, *Grimmia pulvinata*, *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* und *Schistidium crassipilum*. Als Neuansiedlungen im Verlauf des Experiments traten *Bryum capillare* und *Pseudocrossidium hornschuchianum* auf, im November 2001 erschien auch in dieser Variante *Collema cristatum*.

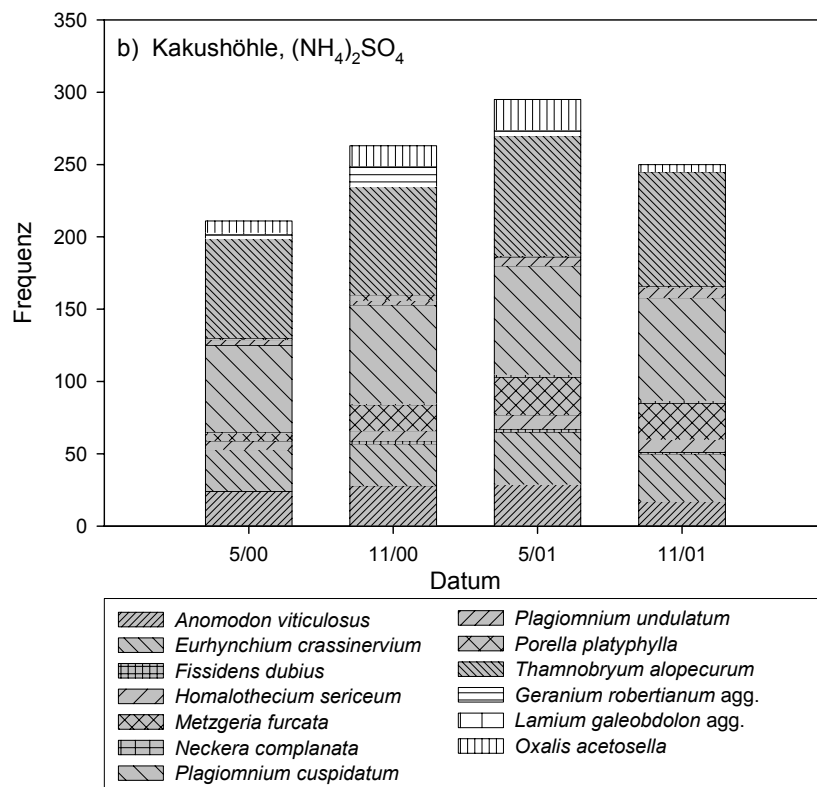
a) Kakushöhle, Kontrolle

Y-axis: Frequenz (0 to 300)

X-axis: Datum (5/00, 11/00, 5/01, 11/01)

Legend:

- Anomodon viticulosus*
- Fissidens dubius*
- Metzgeria furcata*
- Neckera complanata*
- Porella platyphylla*
- Thamnobryum alopecurum*
- Geranium robertianum* agg.
- Lamium galeobdolon* agg.
- Oxalis acetosella*



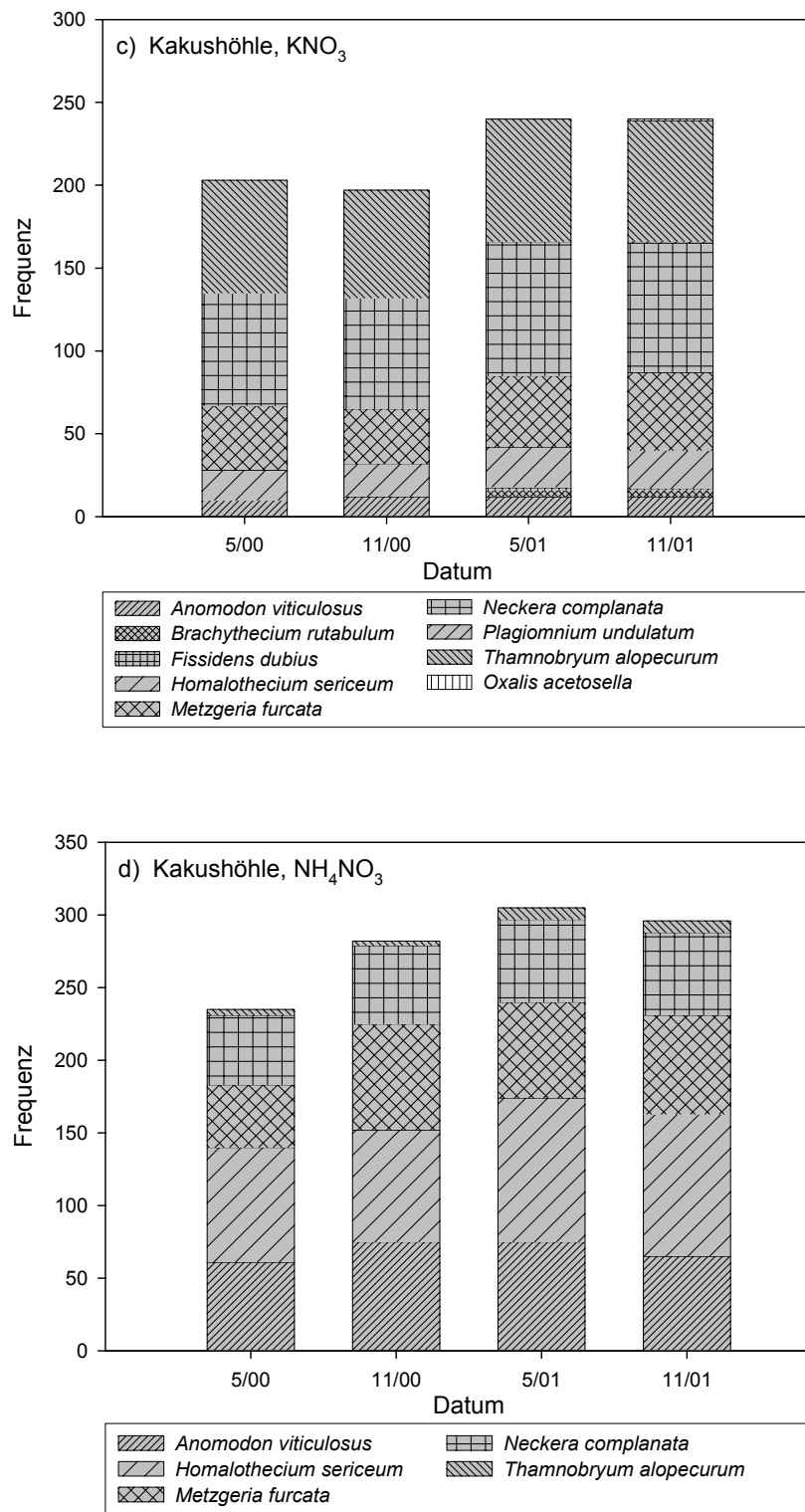
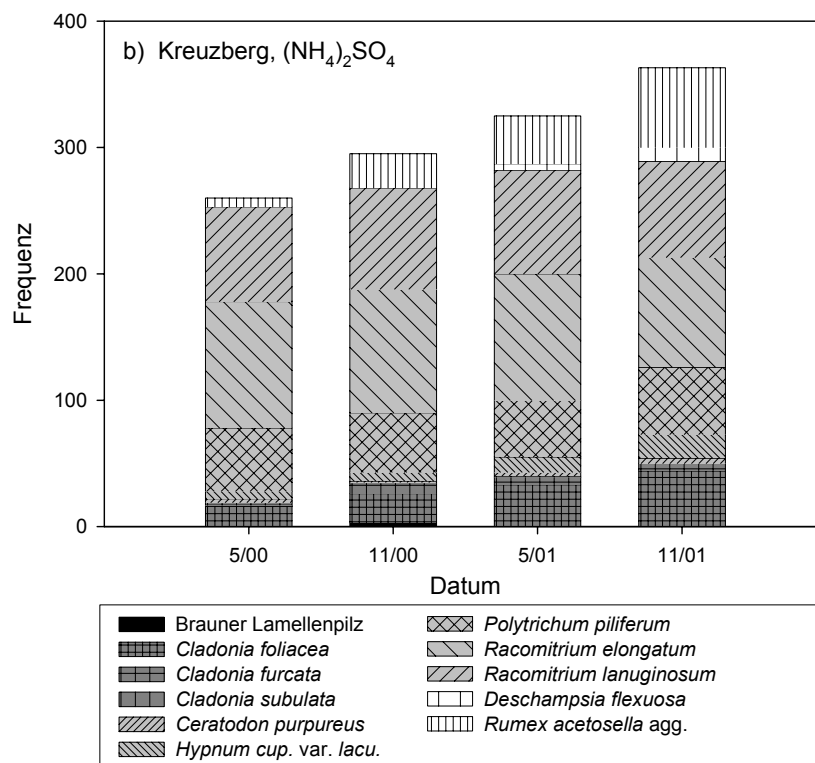
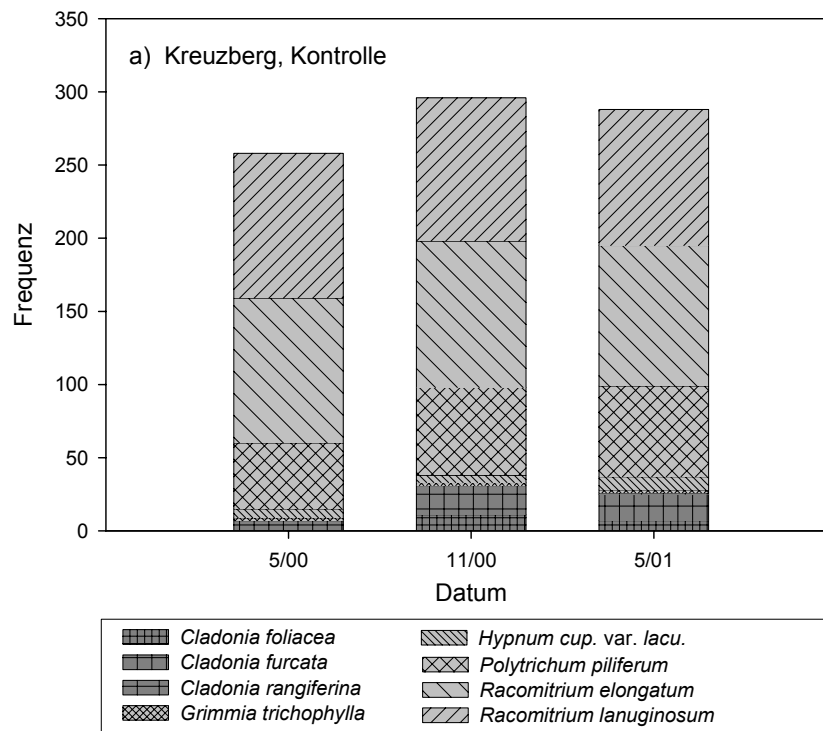


Abb. 8.2 a-d: Kakushöhle, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten.

Während sich die Gesamtfrequenz in der Kontrolle über die Dauer des Experiments nur geringfügig veränderte, folgte insbesondere in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und der NH_4NO_3 -Variante auf eine stärkere Zunahme in den ersten zwölf Monaten wieder eine Abnahme (Abb. 8.2). In der Kontrolle variierten die Frequenzen der einzelnen Arten nur wenig, lediglich für *Metzgeria furcata* ergab sich über die 18 Monate eine deutlichere Zunahme (Abb. 8.2 a). In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante waren bis einschließlich des dritten Aufnahmetermins Frequenzzunahmen bei fast allen in der Fläche vorkommenden Arten festzustellen, die stärksten wurden für *Metzgeria furcata*, *Plagiomnium cuspidatum*, *Thamnobryum alopecurum* sowie *Oxalis acetosella* ermittelt (Abb. 8.2 b). Nach 18 Monaten Düngung war eine tendenzielle Abnahme der meisten Arten zu verzeichnen, insbesondere aber von *Anomodon viticulosus*. Was aus den Frequenzen nicht hervorgeht ist die starke Schädigung sämtlicher in der Fläche vorkommender Arten gegen Ende des Experiments, die sich erst bei Fortsetzung des Versuchs in einer drastischen Abnahme der Frequenzwerte gezeigt hätte. In der mit Kaliumnitrat gedüngten Fläche waren für die meisten Arten, vor allem für *Metzgeria furcata* und *Neckera complanata*, bis zum letzten Aufnahmetermin Zunahmen zu verzeichnen (Abb. 8.2 c). Allerdings waren an *Neckera complanata* sowie *Thamnobryum alopecurum* nach 18 Monaten Vitalitätsabnahmen in Form weißlicher Verfärbungen zu beobachten. Neu in der Fläche etabliert hatte sich insbesondere *Brachythecium rutabulum*. In der NH_4NO_3 -Variante ergaben sich die stärksten Zunahmen für *Homalothecium sericeum* und *Metzgeria furcata* (Abb. 8.2 d). Wie in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante, so waren auch hier nach 18 Monaten starke Schädigungen insbesondere an *Anomodon viticulosus* zu beobachten, die sich jedoch noch nicht in deutlichen Frequenzabnahmen widerspiegeln.

8.3.3 Kreuzberg



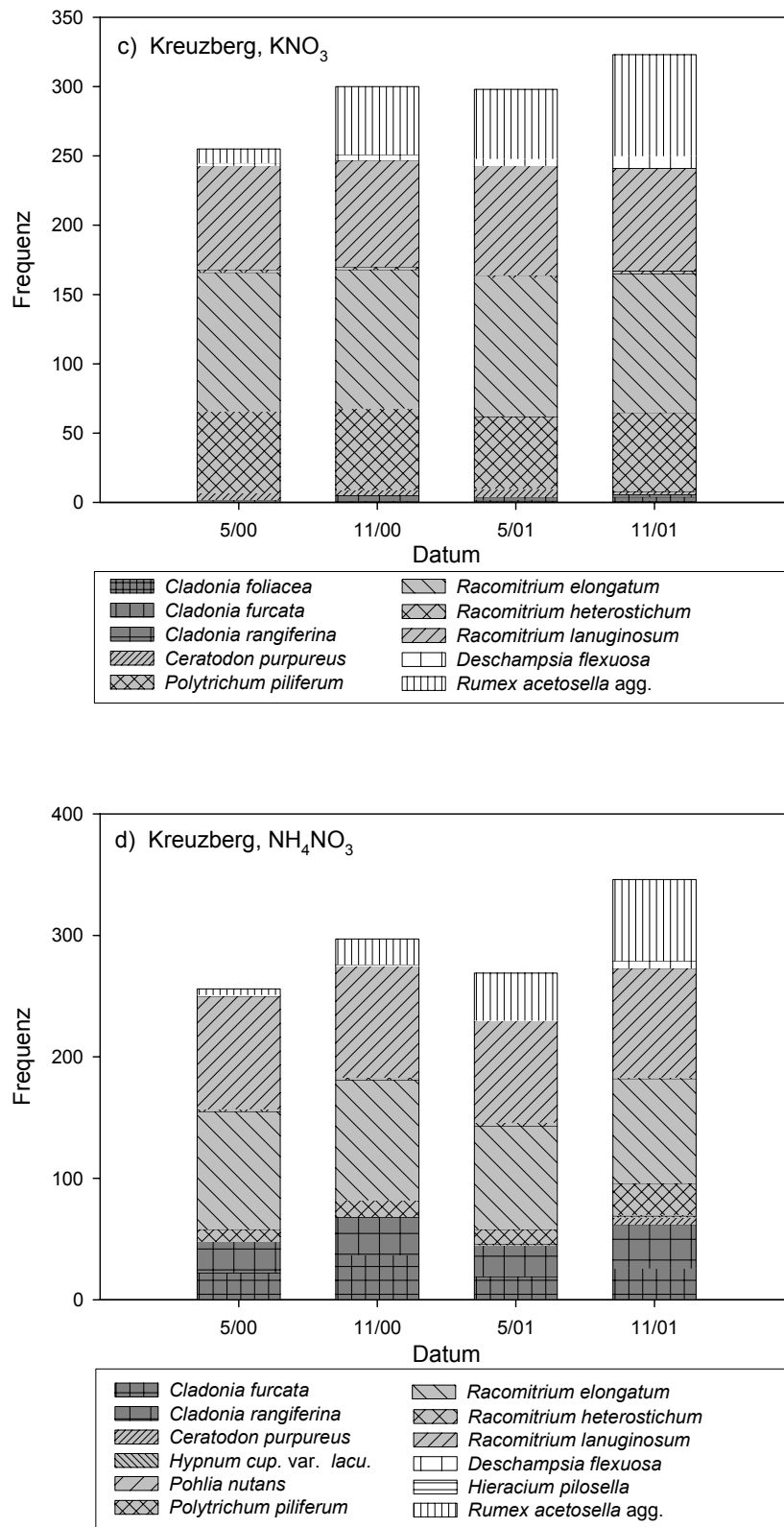


Abb. 8.3 a-d: Kreuzberg, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 12 (a) bzw. 18 (b-d) Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei bzw. vier Aufnahmezeitpunkten.

Eine mehr oder weniger kontinuierliche Zunahme der Gesamtfrequenz über die Dauer des Experiments war nur für die $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ - und die KNO_3 -Variante zu verzeichnen (Abb. 8.3). Bei den übrigen Flächen ergaben sich Abnahmen zum dritten Aufnahmetermin, in der NH_4NO_3 -Variante fand im Anschluss wieder eine Zunahme der Gesamtfrequenz statt. Für diese Unregelmäßigkeiten waren mechanische Beschädigungen durch Erosion und Tritt verantwortlich, aufgrund derer die Kontrollfläche nach 12 Monaten vollständig aufgegeben werden musste. In der Kontrolle fanden die stärksten Veränderungen zwischen dem ersten und dem zweiten Aufnahmetermin statt, *Polytrichum piliferum* sowie die beiden Flechten *Cladonia foliacea* und *Cladonia furcata* dehnten sich in diesem Zeitraum deutlich aus (Abb. 8.3 a). Die Frequenzänderungen der übrigen Arten waren nur gering, Abnahmen zum Termin Mai 2001 wie bereits erwähnt erosionsbedingt. In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante zeigten bei den Moosen nur *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* eine kontinuierliche Zunahme, ansonsten hatten sich insbesondere *Cladonia foliacea* und *Rumex acetosella* deutlich ausgedehnt (Abb. 8.3 b). Als Neuansiedlung trat nach einem Jahr *Deschampsia flexuosa* in der Fläche auf. An *Racomitrium elongatum* und *R. lanuginosum* waren nach 18 Monaten starke Schädigungen (Braunverfärbungen) zu beobachten, die sich jedoch in zunächst nur mäßigen Frequenzabnahmen widerspiegeln. In der KNO_3 -Variante waren für die Moose und die Flechten nur geringe Veränderungen über die Zeit festzustellen (Abb. 8.3 c). Dagegen nahm die Frequenz von *Rumex acetosella* drastisch zu, die von *Deschampsia flexuosa* geringer aber kontinuierlich. Die Bestandsentwicklung in der NH_4NO_3 -Variante ist wegen der starken Trittbeschädigung zwischen November 2000 und Mai 2001 nicht genau abschätzbar. Bis zu dieser Störung war vor allem eine Ausdehnung von *Cladonia furcata* und *Rumex acetosella* zu verzeichnen (Abb. 8.3 d). Nach dem Ereignis hatten sich in der entstandenen Bestandslücke insbesondere *Polytrichum piliferum* und *Rumex acetosella* angesiedelt. Daneben traten hier *Ceratodon purpureus*, *Deschampsia flexuosa* und, in nur einem Feld, *Pohlia nutans* neu für die Fläche auf.

8.3.4 Mayschoss

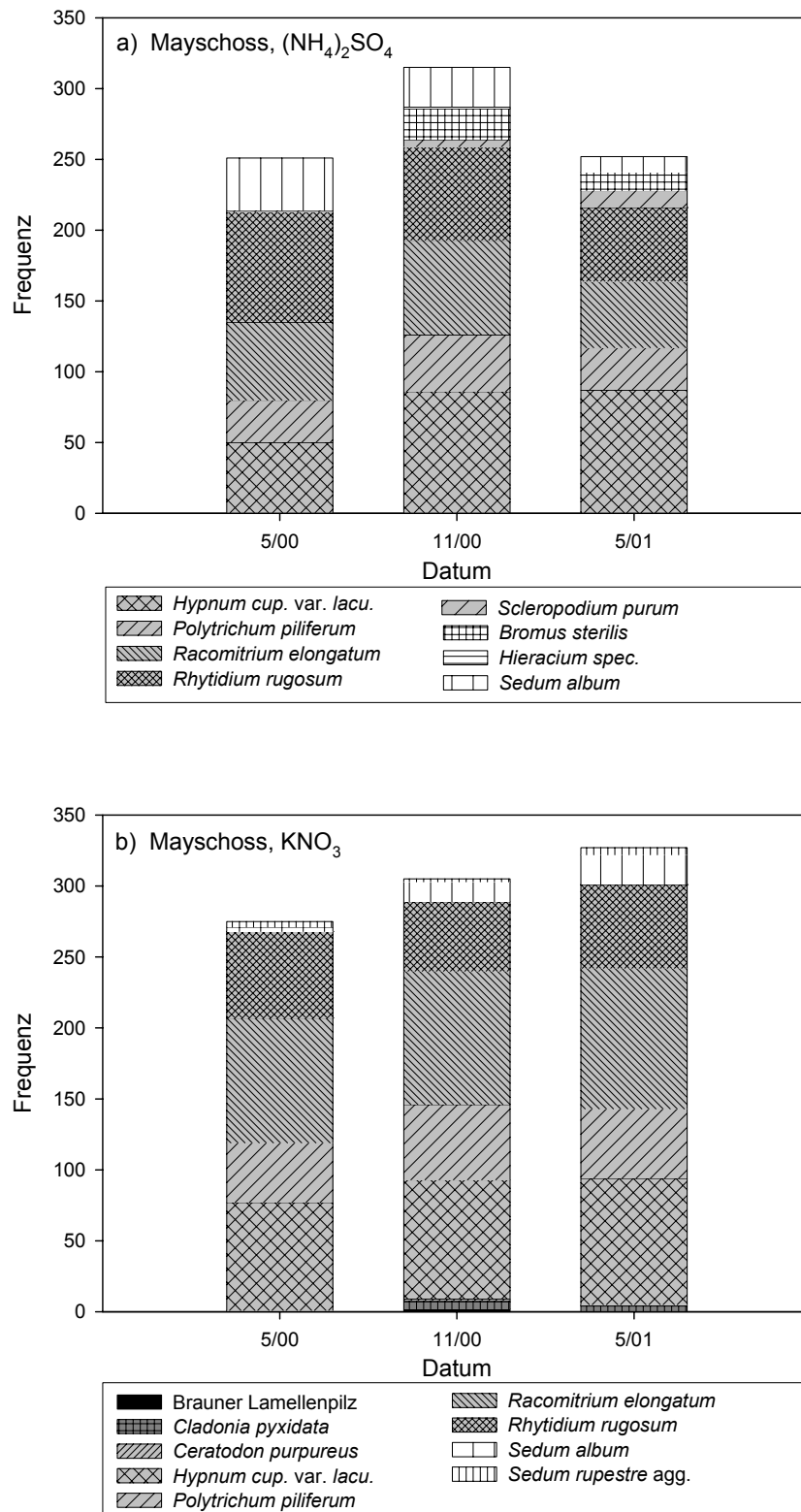
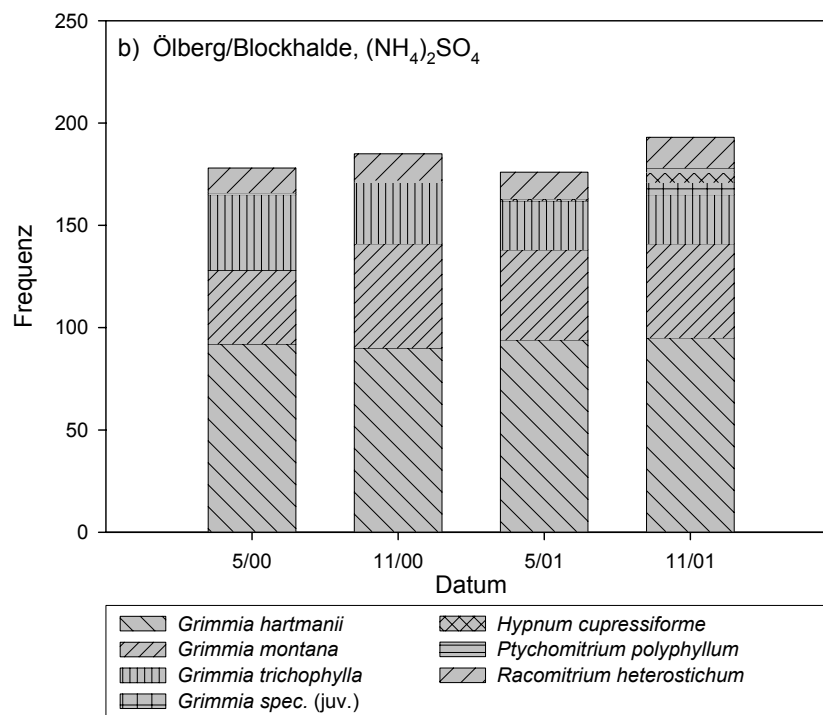
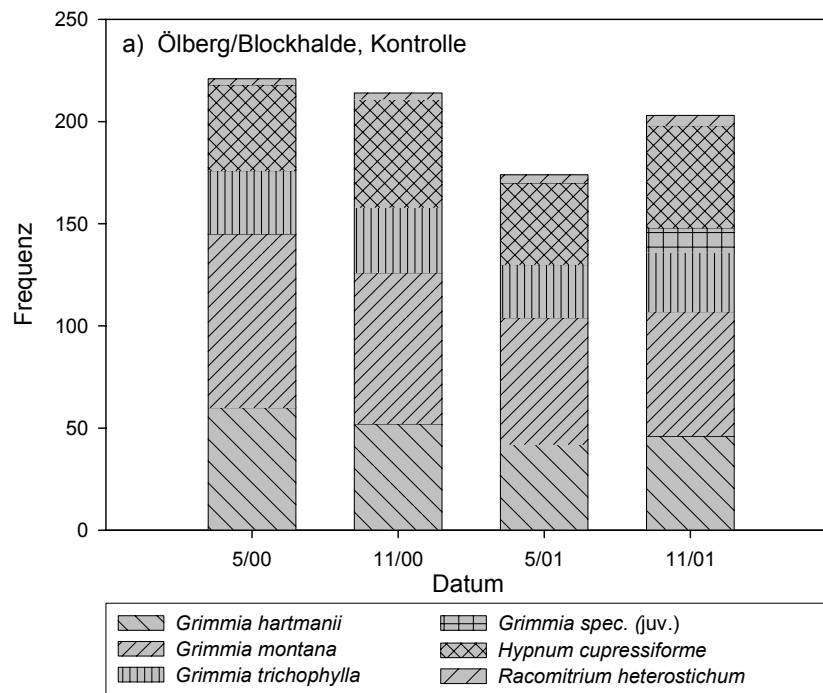


Abb. 8.4 a-b: Mayschoss, Vegetationsveränderungen in den zwei Düngungsflächen über 12 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei Aufnahmezeitpunkten.

Während in der KNO_3 -Variante die Gesamtfrequenz kontinuierlich zunahm, folgte in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante auf eine anfängliche Zunahme wieder eine deutliche Abnahme (Abb. 8.4). In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante ergaben sich Frequenzzunahmen über die gesamte Beobachtungsdauer nur für *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* und *Scleropodium purum* (Abb. 8.4 a). Die übrigen Arten nahmen entweder nur kurzzeitig zu, wie etwa *Polytrichum piliferum*, *Racomitrium elongatum* und *Bromus sterilis*, oder kontinuierlich ab, wie *Rhytidium rugosum* und *Sedum album*. Insbesondere an *Racomitrium elongatum* waren nach einem Jahr starke Schädigungen (Braunverfärbungen) festzustellen. In der KNO_3 -Variante hatten sich über die zwölf Monate vor allem *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum*, *Racomitrium elongatum* und *Sedum album* ausgedehnt (Abb. 8.4 b), die Frequenzen der übrigen Arten unterlagen Schwankungen, aus denen kein eindeutiger Trend abzuleiten ist.

8.3.5 Großer Ölberg, Blockhalde



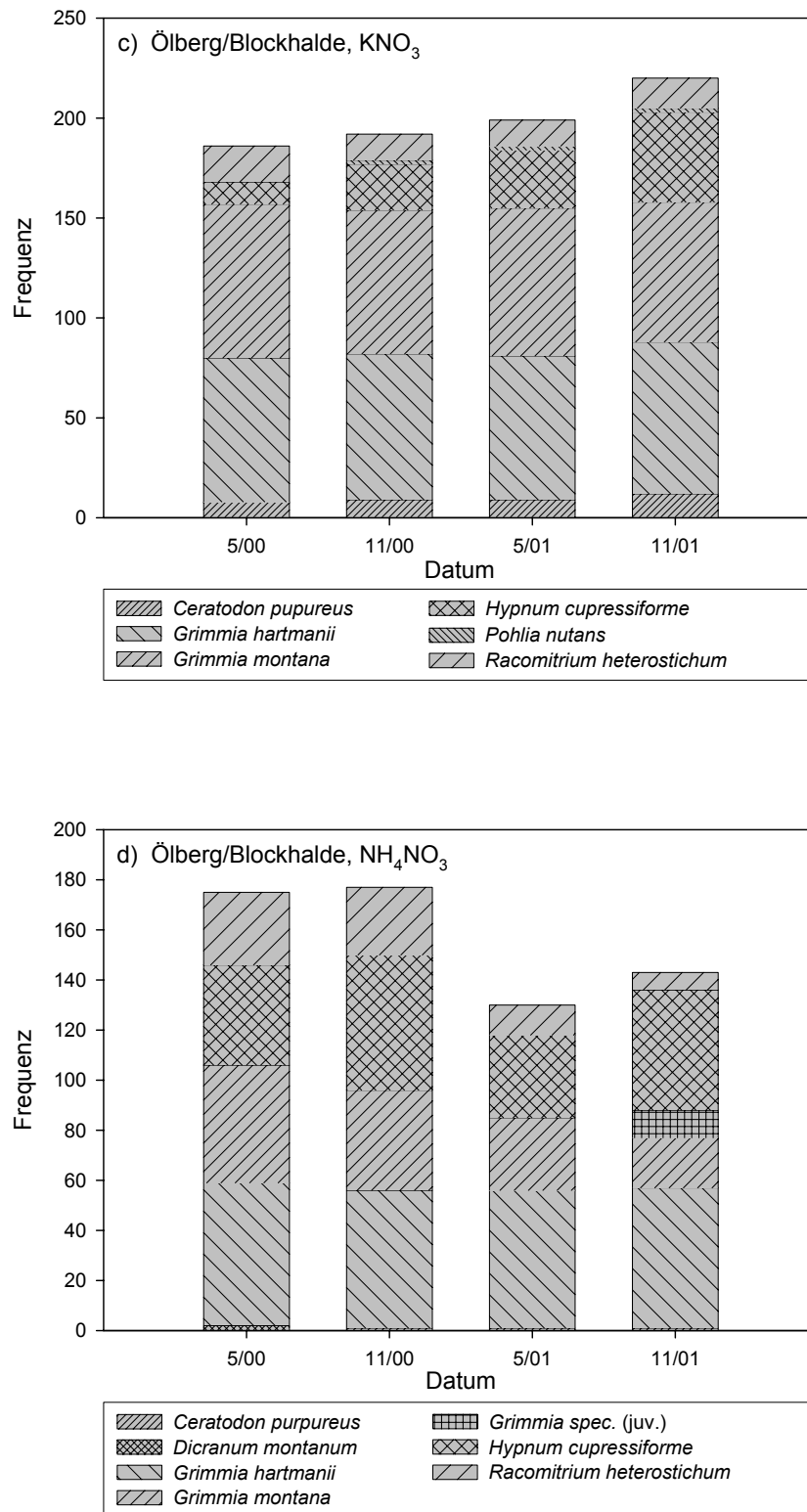
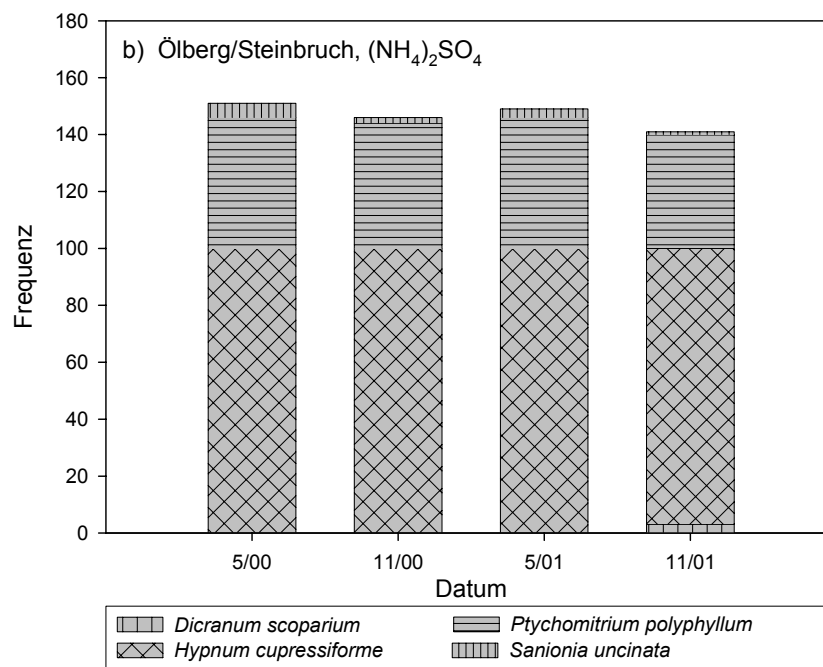
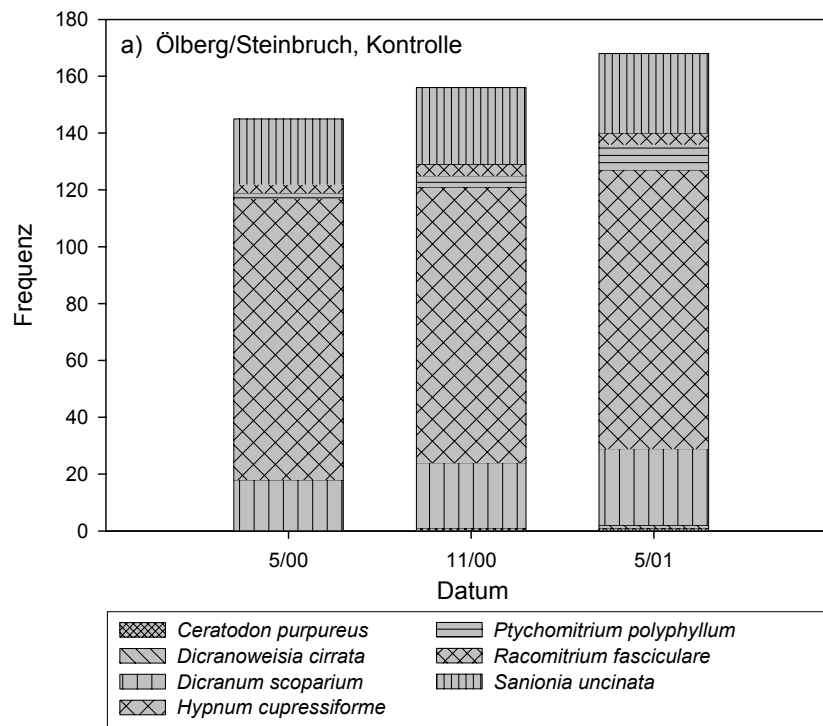


Abb. 8.5 a-d: Großer Ölberg/Blockhalde, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten.

Auf der Blockhalde erfolgte eine kontinuierliche Zunahme der Gesamtfrequenz nur in der KNO_3 -Variante, in den übrigen Flächen waren teils starke Abnahmen zum Aufnahmetermin im Mai 2001 zu verzeichnen (Abb. 8.5). Verantwortlich für diese Veränderungen waren mechanische Beschädigungen, die ein herabgefallener Ast verursacht hatte. In der Kontrolle sind Aussagen zur Bestandsentwicklung aufgrund der gravierenden Beschädigung nur sehr begrenzt möglich. Bis zu der Störung war eine leichte Abnahme von *Grimmia hartmanii* und *G. montana* zu beobachten, *Hypnum cupressiforme* nahm gleichzeitig etwas zu (Abb. 8.5 a). In der entstandenen Bestandslücke hatten sich zum Ende des Experiments junge, noch nicht sicher bestimmbare Grimmien sowie *Hypnum cupressiforme* angesiedelt. Der Effekt, der durch die $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Düngung erzielt wurde, ist schwer zu beurteilen, da auch in dieser Fläche wie bereits erwähnt eine Störung stattgefunden hatte. Eine Zunahme bis zu dem Störereignis zeigte *Grimmia montana*, wohingegen *Grimmia trichophylla* leicht abnahm (Abb. 8.5 b). In der Bestandslücke waren zum letzten Aufnahmetermin wiederum Ansiedlungen junger Grimmien und *Hypnum cupressiforme* zu beobachten, weiterhin hatte sich hier *Ptychomitrium polyphyllum* etabliert. In der KNO_3 -Variante dehnte sich insbesondere *Hypnum cupressiforme* über die Dauer des Experiments deutlich aus, eine wesentlich geringere aber doch kontinuierliche Zunahme zeigte außerdem *Ceratodon purpureus* (Abb. 8.5 c). Die Veränderungen bei den übrigen Arten waren relativ gering und schwankend, bei *Grimmia montana* war eine tendenzielle Abnahme zu verzeichnen. In der NH_4NO_3 -Variante waren sowohl vor als auch nach der Störung Frequenzabnahmen von *Grimmia montana* und *Racomitrium heterostichum* zu beobachten, *Hypnum cupressiforme* nahm dagegen in beiden Phasen stark zu (Abb. 8.5 d).

8.3.6 Großer Ölberg, Steinbruch



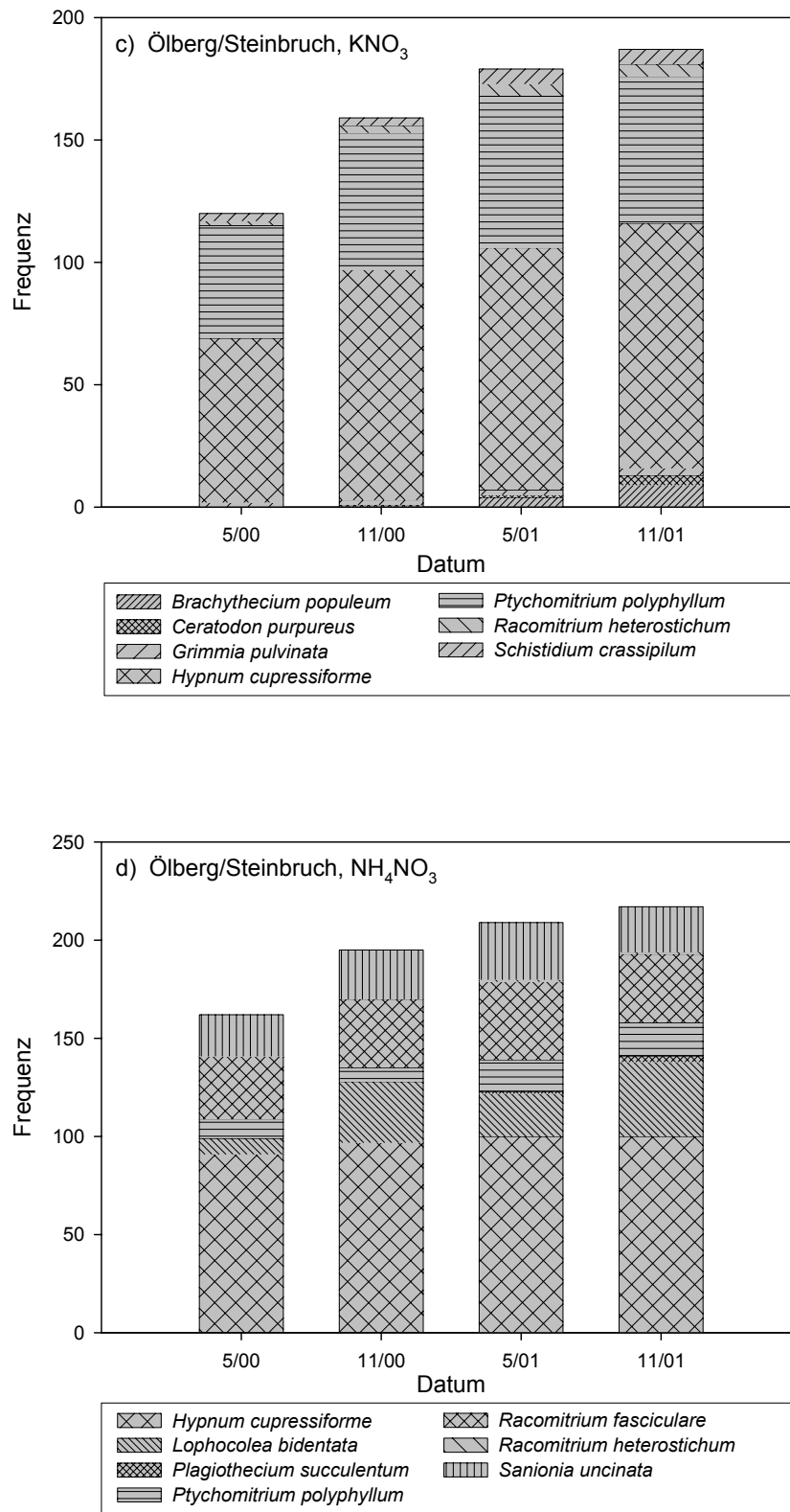


Abb. 8.6 a-d: Großer Ölberg/Steinbruch, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 12 (a) bzw. 18 (b-d) Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei bzw. vier Aufnahmezeitpunkten.

Während in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante die Gesamtfrequenz über die 18 Monate schwankte, waren bei den übrigen Flächen kontinuierliche Zunahmen zu verzeichnen (Abb. 8.6). In der Kontrolle waren in dem verkürzten Beobachtungszeitraum Frequenzzunahmen von *Dicranum scoparium*, *Ptychomitrium polyphyllum* und *Sanionia uncinata* zu beobachten (Abb. 8.6 a). *Hypnum cupressiforme* wies bereits zu Anfang eine sehr hohe Frequenz auf, die sich über die 12 Monate kaum änderte. In der mit Ammoniumsulfat behandelten Fläche war insgesamt eine Abnahme von *Ptychomitrium polyphyllum* und *Sanionia uncinata* festzustellen, zum letzten Aufnahmetermin trat *Dicranum scoparium* neu in dem Bestand auf (Abb. 8.6 b). Nach 18 Monaten waren an sämtlichen Arten dieser Variante starke Schädigungen (Braunfärbung) zu beobachten, die sich erst bei Fortsetzung des Experiments in drastischen Frequenzabnahmen niedergeschlagen hätten (vgl. Kakushöhle, 8.3.2). In der KNO_3 -Variante waren für alle in der Fläche vorkommenden Arten Zunahmen über die Dauer des Experiments zu verzeichnen, die stärksten ergaben sich für *Hypnum cupressiforme* und *Ptychomitrium polyphyllum* (Abb. 8.6 c). Als Neuansiedlungen in der Fläche kamen *Brachythecium populeum* und *Ceratodon purpureus* hinzu. Sämtliche Arten in dieser Variante machten nach 18 Monaten Düngebehandlung einen höchst vitalen Eindruck. Für die Zunahme der Gesamtfrequenz in der NH_4NO_3 -Variante über den Beobachtungszeitraum war vor allem *Lophocolea bidentata* verantwortlich, die Frequenz der Art erhöhte sich insgesamt um 30 (Abb. 8.6 d). Zunahmen bis zum letzten Aufnahmetermin ergaben sich weiterhin für *Hypnum cupressiforme* und *Ptychomitrium polyphyllum*, wohingegen die Frequenzen von *Racomitrium fasciculare* und *Sanionia uncinata* zeitweilig zu-, dann aber wieder abnahmen. Als Neuansiedlungen traten nach einem Jahr *Plagiothecium succulentum* und *Racomitrium heterostichum* in der Fläche auf. Wie in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante so waren auch an den meisten Arten dieser Behandlung starke Schädigungen (Braunverfärbungen) zum Ende des Experiments zu beobachten.

8.3.7 Perlenhardt

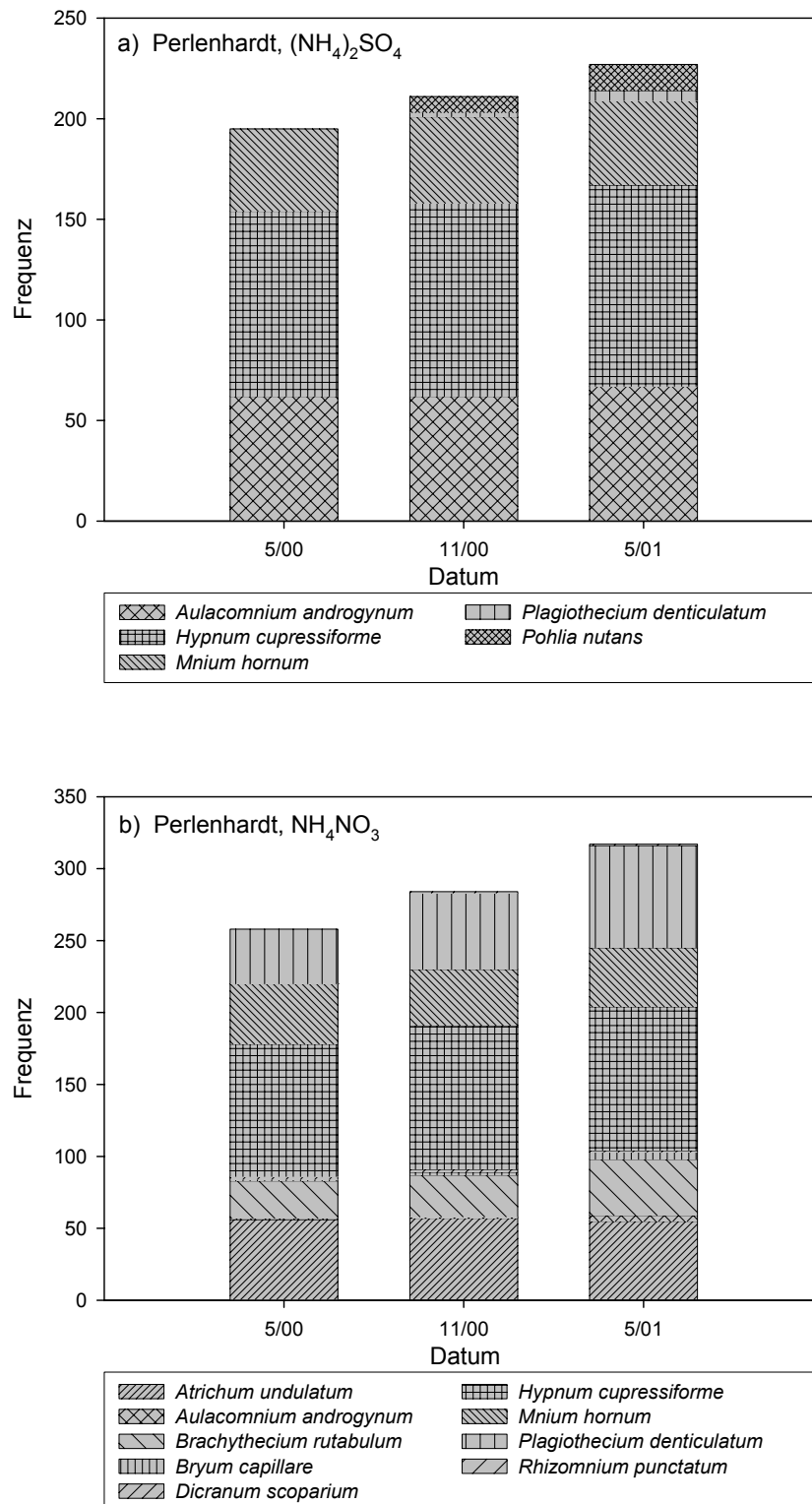
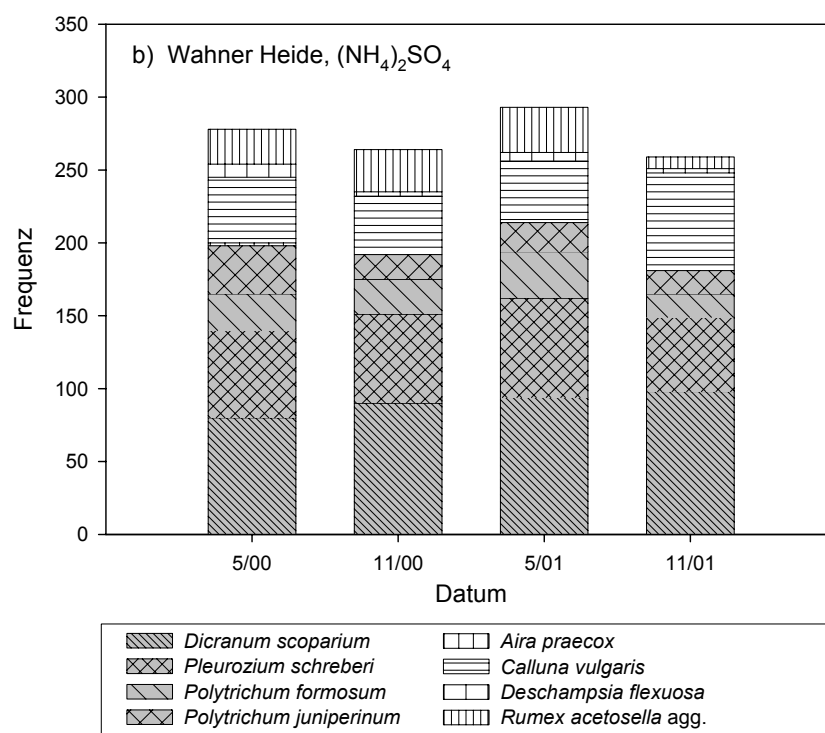


Abb. 8.7 a-b: Perlenhardt, Vegetationsveränderungen in den zwei Düngungsflächen über 12 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei Aufnahmezeitpunkten.

In beiden Varianten waren über den verkürzten Beobachtungszeitraum Zunahmen der Gesamtfrequenz zu verzeichnen (Abb. 8.7). In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante nahmen alle Arten außer *Mnium hornum* bis zum letzten Aufnahmetermin zu, die stärksten Frequenzänderungen ergaben sich für *Hypnum cupressiforme* und *Pohlia nutans* (Abb. 8.7 a). Letztere, wie auch *Plagiothecium denticulatum*, hatten sich erst nach einem halben Jahr in der Fläche etabliert. In der NH_4NO_3 -Variante waren stetige Zunahmen von *Brachythecium rutabulum* und *Plagiothecium denticulatum* zu beobachten, *Hypnum cupressiforme* erreichte bereits nach den ersten sechs Monaten die maximal mögliche Frequenz (Abb. 8.7 b). Für *Atrichum undulatum* und *Mnium hornum* ergaben sich über die 12 Monate keine nennenswerten Veränderungen. In keiner der beiden Varianten wurden deutliche Schädigungen an Arten festgestellt.

a) Wahner Heide, Kontrolle

Datum	<i>Campylopus introflexus</i>	<i>Dicranum scoparium</i>	<i>Hypnum jutlandicum</i>	<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Polytrichum juniperinum</i>	<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Deschampsia flexuosa</i>
5/00	75	105	50	10	0	0	0
11/00	80	110	50	10	0	0	0
5/01	80	115	50	10	0	0	0
11/01	80	120	50	10	0	0	0



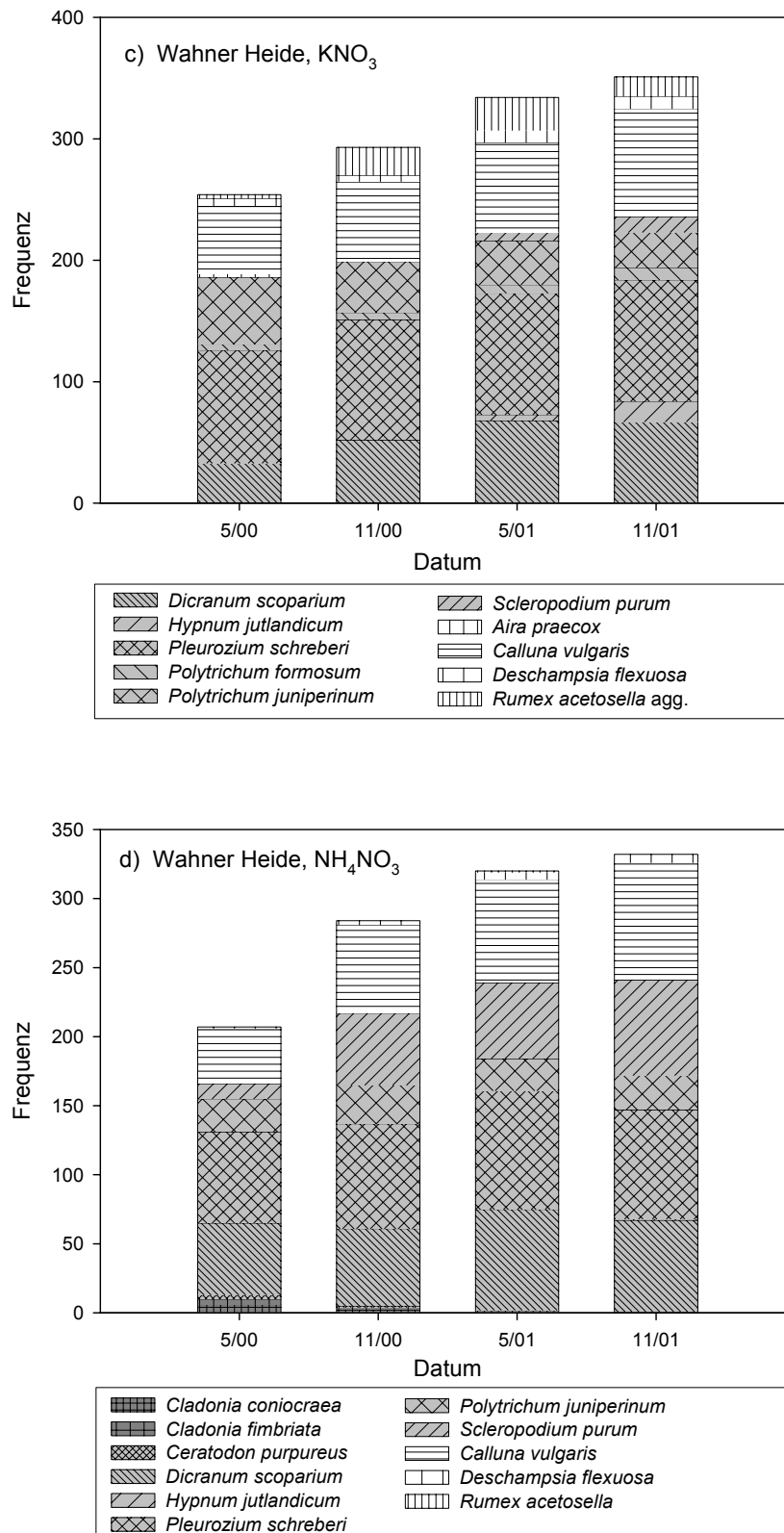


Abb. 8.8 a-d: Wahner Heide, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten.

Während die Gesamtfrequenz in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante über den Beobachtungszeitraum schwankte, nahm sie in den übrigen Flächen kontinuierlich, jedoch unterschiedlich stark, zu (Abb. 8.8). Die Vegetationsveränderungen in der Kontrolle waren insgesamt betrachtet gering (Abb. 8.8 a). Bedeutsame Zunahmen über die 18 Monate waren lediglich für *Hypnum jutlandicum* sowie *Calluna vulgaris* und *Deschampsia flexuosa* zu verzeichnen, *Polytrichum juniperinum* zeigte eine abnehmende Tendenz. In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante nahmen über die Gesamtdauer des Experiments nur *Dicranum scoparium* und *Calluna vulgaris* zu (Abb. 8.8 b). Bei den übrigen Arten waren Frequenzschwankungen und zum Ende der Untersuchung hin Frequenzabnahmen zu beobachten. Insbesondere an *Pleurozium schreberi* sowie den beiden *Polytrichum*-Arten waren nach 18 Monaten Düngebehandlung Schädigungen (Braunverfärbungen) festzustellen. In der KNO_3 -Variante ergaben sich für fast alle in der Fläche vorkommenden Arten deutliche Zunahmen, lediglich *Polytrichum juniperinum* ging über den Beobachtungszeitraum zurück (Abb. 8.8 c). Am stärksten dehnten sich *Dicranum scoparium* und *Calluna vulgaris* aus, *Hypnum jutlandicum* und *Scleropodium purum* siedelten sich im Verlauf des Experiments neu an. In der mit Ammoniumnitrat gedüngten Fläche waren die stärksten Frequenzzunahmen für *Scleropodium purum* und *Calluna vulgaris* zu verzeichnen, deutlich schwächer aber kontinuierlich breitete sich *Deschampsia flexuosa* aus (Abb. 8.8 d). *Dicranum scoparium* und *Pleurozium schreberi* gingen nach anfänglichen Zunahmen gegen Ende des Experiments wieder zurück, die beiden *Cladonia*-Arten verschwanden vollständig.

8.3.9 Zusammenfassende Betrachtung

Generalisierende Aussagen zu den Auswirkungen der unterschiedlichen Behandlungen sind aus mehreren Gründen nur bedingt möglich. Zum einen überlagerten in mehreren Fällen mechanische Beschädigungen den Düngungseffekt. Zum anderen war bei einigen Flächen, wiederum durch Störereignisse ausgelöst, der Beobachtungszeitraum auf 12 Monate verkürzt. Weiterhin hat sich eine Zeitspanne von 18 Monaten bei vielen Beständen als insgesamt zu kurz für die Ermittlung klarer Entwicklungsrichtungen herausgestellt. Dies gilt insbesondere in Hinblick auf Vitalitätsabnahmen einzelner Arten nach eineinhalb Jahren Düngung, die sich noch nicht in einer Frequenzabnahme widerspiegelt hatten. Da Flechten und Blütenpflanzen im überwiegenden Teil der Flächen nicht oder nur mit geringem Anteil vorkamen, beziehen sich die nachfolgenden Aussagen ausschließlich auf die Moose.

In der Kontrolle waren für alle Gebiete Frequenzzunahmen der Moose insgesamt zu verzeichnen. In der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante hatte in der Hälfte der Gebiete die Frequenz über die Gesamtdauer des Experiments zu-, in der anderen Hälfte dagegen abgenommen. In nahezu allen Flächen dieser Variante waren nach 18 Monaten Düngung Schädigungen an Arten festzustellen. In der KNO_3 -Variante hatte wie in der Kontrolle die Frequenz der Moose stets zugenommen. Schädigende Auswirkungen dieser Behandlung waren nur in einem Fall zu beobachten, in den übrigen Flächen machten die Pflanzen nach 18 Monaten einen höchst-vitalen Eindruck. In der NH_4NO_3 -Variante fanden überwiegend Frequenzzunahmen statt. Allerdings waren auch hier in einigen Flächen, wie in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante, Schädigungen an Arten zu verzeichnen. Aus Tabelle 8.2 geht hervor, dass die Artenzahl der Moose über die Gesamtdauer des Experiments sowohl in den Düngungsvarianten als auch in der Kontrolle stets zugenommen hatte oder konstant blieb.

Tab. 8.2: Veränderungen der Moosartenzahl in den Dauerflächen zwischen dem ersten und letzten Aufnahmeterrain. +: Artenzahlzunahme; =: Artenzahl konstant; Zeichen in Klammern: Beobachtungszeitraum auf 12 Monate verkürzt.

Gebiet	Fläche			
	Kontrolle	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	KNO_3	NH_4NO_3
Iversheim	=	+	=	+
Kakushöhle	+	+	+	=
Kreuzberg	(=)	=	=	+
Mayschoss	.	(=)	(=)	.
Ölberg/Blockhalde	=	+	+	=
Ölberg/Steinruch	(+)	+	+	+
Perlenhardt	.	(+)	.	(+)
Wahner Heide	+	=	+	=

8.4 Diskussion

Insgesamt betrachtet hatten die NH_4^+ -haltigen Düngelösungen und dabei insbesondere $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ über die Dauer des Experiments zu Schädigungen an Arten geführt, wohingegen bei der Düngung mit KNO_3 nur in einem Ausnahmefall Beeinträchtigungen der Vitalität festgestellt wurden (s. 8.3.2). Es ist deshalb zu vermuten, dass vor allem das Ammonium in der zugeführten Konzentration den Stoffwechsel der Moose negativ beeinflusst und die beobachteten Nekrosen verursacht hat. Nach FANGMEIER et al. (1994) wirkt Ammonium toxisch, sobald die Aufnahmerate die Assimilationsrate übersteigt. Auf die Toxizität von NH_4 speziell bei Moosen weisen LEE & STUDHOLME (1992) hin. Die stärkeren Schädigungen in den

(NH₄)₂SO₄- im Vergleich zu den NH₄NO₃-Varianten stehen in Einklang mit den Erkenntnissen von CARROLL et al. (2000), die in ihren mit Ammoniumsulfat gedüngten Flächen stärkere Bestandsauflichtungen und Deckungsreduktionen verzeichneten als in den mit Ammoniumnitrat behandelten. Demnach geht vom Sulfat möglicherweise eine zusätzliche negative Wirkung aus (vgl. FERGUSON & LEE 1978). Zwar können auch Schädigungen durch Beeinträchtigung der Wasseraufnahme aufgrund des osmotischen Potenzials der applizierten Salzlösungen nicht vollständig ausgeschlossen werden (MALYSHEVA 1982, JÄPPINEN & HOTANEN 1990), da aber die Konzentration aktiver Ionen in der KNO₃-Lösung am höchsten war und in dieser Variante kaum Vitalitätsabnahmen auftraten, waren osmotische Reaktionen sehr wahrscheinlich von eher untergeordneter Bedeutung.

Die überwiegende Zunahme der Moosartenzahl auch in den mit Ammonium gedüngten Flächen (Tab. 8.2) wird als temporärer Effekt der simulierten Nährstoffzufuhr gesehen. Aufgrund der beobachteten Schädigungen kann davon ausgegangen werden, dass bei Fortsetzung des Experiments in den meisten Flächen dieser Varianten die Diversität der Moose deutlich abgenommen hätte. Eine solche Entwicklung deutet sich ebenfalls sowohl in den Frequenzen vieler einzelner Arten als auch in der Gesamtfrequenz der Moose in diesen Varianten an, da häufig auf Zunahmen in den ersten 6-12 Monaten wieder Abnahmen folgten. Da die Besprechung der Bestandsentwicklungen sämtlicher in die Untersuchung einbezogener Arten wegen vielfach undeutlicher Reaktionen auf die simulierte N-Deposition sowie aufgrund der bereits mehrfach erwähnten Störungen einiger Flächen nicht sinnvoll erscheint, werden in der nachfolgenden Diskussion nur solche Arten aufgegriffen, bei denen klare und interpretierbare Signale zu beobachten waren.

Die Ausdehnung von *Bryum argenteum* in den drei Düngeflächen der Lokalität Iversheim (Abb. 8.1; Anhang F, Abb. F 1) deutet darauf hin, dass die schwerpunktmäßige Verbreitung der Art in nährstoffreichen Habitaten (z.B. DÜLL 1980, NEBEL & PHILIPPI 2000) nicht nur auf Toleranz beruht, sondern offenbar eine direkte Förderung durch höheren N-Eintrag erfolgt. FRAHM (2001) bezeichnet *Bryum argenteum* aufgrund natürlicher Vorkommen an Vogelfelsen als nitrophil. Ebenfalls in allen drei Düngeflächen ausgedehnt bzw. im Verlauf des Experiments neu angesiedelt hatte sich die Flechte *Collema cristatum* (Anhang F, Abb. F 2), die nach WIRTH (1995) allerdings nicht als typischer Besiedler eutropher Standorte gilt. Die Zunahmen der in eutrophierten urbanen Bereichen weit verbreitet vorkommenden Moosarten *Bryum capillare*, *Grimmia pulvinata*, *Pseudocrossidium hornschuchianum* und *Schistidium crassipilum* lassen wiederum auf eine gewisse Nitrophilie schließen. Die starke Ausdehnung

von *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* insbesondere in der NH_4NO_3 -Variante weist darauf hin, dass der Verbreitungsschwerpunkt der Art in Magerrasen wahrscheinlich auf andere Ursachen als eine etwaige Nitrophobie zurückzuführen ist.

Die Zunahmen von *Homalothecium sericeum*, *Metzgeria furcata*, *Neckera complanata*, *Plagiomnium cuspidatum* und *Thamnobryum alopecurum* in den Düngeflächen der Kakushöhle in den ersten 12 Monaten lassen eine grundsätzlich positive Reaktion auf erhöhte Stickstoffzufuhr erkennen (Abb. 8.2). Die besonders starke Zunahme von *Metzgeria furcata* in der NH_4NO_3 -Variante zwischen dem ersten und zweiten Aufnahmetermin beruht wahrscheinlich darauf, dass die Art bei der Anfangskartierung einige Male übersehen worden war. Zum Ende des Experiments wurden bei mehreren Arten wesentlich stärkere Frequenzabnahmen und Schädigungen festgestellt als bei Arten der zuvor besprochenen Lokalität Iversheim (vgl. Anhang F, Abb. F 3). Diese stehen möglicherweise, da es sich bei der Kakushöhle um einen Waldstandort handelt, mit einer bereits höheren Hintergrundbelastung durch Bestandsniederschlag in Zusammenhang (VAN BREEMEN & VAN DIJK 1988, BOXMAN et al. 1995). Es ist denkbar, dass sich die Bestandsdeposition mit der simulierten N-Deposition zu einem insgesamt höheren Stickstoffeintrag in die Flächen aufaddiert hatte, wodurch letztlich von den Arten dauerhaft tolerierte Depositionsmengen überschritten wurden. Weiterhin kann bei der Kakushöhle aufgrund der geländeklimatischen Verhältnisse von wesentlich längeren Turgeszenzphasen sowie seltenerer und langsamerer Austrocknung der dort vorkommenden Arten ausgegangen werden. Unter diesen Bedingungen sind für den Stoffwechsel der Moose schädlich hohe NH_4^+ - bzw. NO_3^- -Aufnahmeraten eher möglich als unter den viel extremeren Temperatur- und Feuchteverhältnissen an der Lokalität Iversheim. Beeinträchtigungen der Pflanzen durch potenzielle Versauerung des besiedelten Substrats (z.B. MORECROFT et al. 1994, CARROLL et al. 2000) sind wegen dessen Kalkreichtums eher unwahrscheinlich (s. Tab. 8.1).

Die in den Düngeflächen der Lokalität Kreuzberg beobachteten Vegetationsveränderungen (Abb. 8.3) können wegen der beschriebenen Störungen nur zum Teil als Effekt der simulierten N-Zufuhr gesehen werden. So sind die Zunahmen bzw. Neuansiedlungen von *Polytrichum piliferum*, *Ceratodon purpureus* und *Pohlia nutans* in der NH_4NO_3 -Variante vermutlich vorwiegend, wenn auch nicht ausschließlich, auf die Entstehung von Bestandslücken zurückzuführen. Insbesondere *Polytrichum piliferum* gilt allgemein als Besiedler nährstoffarmer Habitate (z.B. NEBEL & PHILIPPI 2000), außerdem war eine deutliche Frequenzzunahme der Pionierart auch in der Kontrolle zu verzeichnen. Die

Ausdehnung von *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante deutet, wie bereits bei der Lokalität Iversheim gesehen, auf eine grundsätzliche Förderung der Art durch erhöhten N-Eintrag hin. Dass *Racomitrium elongatum* und *R. lanuginosum* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante nach 18 Monaten wesentlich stärkere Schädigungen aufwiesen als in der KNO_3 - und der NH_4NO_3 -Variante, außerdem in der letztgenannten Fläche eher Frequenzzunahmen als -abnahmen der beiden Arten beobachtet wurden, steht möglicherweise mit einer durch das Ammoniumsulfat hervorgerufenen Substratversauerung in Zusammenhang (MORECROFT et al. 1994, CARROLL et al. 2000). Weiterhin ist eine direkte Beeinträchtigung der beiden Arten durch das Sulfat in Betracht zu ziehen (FERGUSON & LEE 1978). JONES (2002) konnte im Rahmen eines sechsmonatigen Düngungsexperiments Wuchsbeeinträchtigungen von *Racomitrium lanuginosum* bereits bei deutlich niedrigeren simulierten N-Depositionsraten zeigen, weshalb es sich bei der Frequenzzunahme der Art in der NH_4NO_3 -Variante nach der Störung möglicherweise nur um eine temporäre Erscheinung handelte. Hinsichtlich der Flechten ist vor allem die Ausdehnung von *Cladonia foliacea* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante auffällig, in der NH_4NO_3 -Variante waren nach dem Mai 2001 Frequenzzunahmen von *Cladonia furcata* und *C. rangiferina* zu beobachten. Da alle drei Arten als typische Besiedler eher nährstoffarmer Substrate gelten (WIRTH 1991) und PERSSON (1981) in einem mehrjährigen Experiment bei zahlreichen *Cladonia*-Arten zwar eine anfängliche Förderung durch Düngung, letztlich aber einen deutlichen Rückgang der Flechten feststellte, kann die Frequenzzunahme von *Cladonia foliacea* als vorübergehend gewertet werden. Für *Cladonia furcata* und *C. rangiferina* waren möglicherweise die störungsbedingten Bestandslücken ausbreitungsfördernd. Die Frequenzzunahmen der Phanerogamen in den Düngeflächen, insbesondere die starke Ausdehnung von *Rumex acetosella*, waren mit großer Wahrscheinlichkeit eine Folge der simulierten N-Deposition. BERG & VERHOEF (1998) bezeichnen *Deschampsia flexuosa* und *Rumex acetosella* als Indikatoren erhöhten atmosphärischen Stickstoffeintrags, VAN DOBBEN et al. (1999) konnten eine starke Begünstigung der beiden Arten durch N-Düngung nachweisen.

Auch bei der Felsbandvegetation der Lokalität Mayschoss ergaben sich für *Racomitrium elongatum* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante nach anfänglicher Ausdehnung starke Schädigungen sowie eine Frequenzabnahme, in der KNO_3 -Variante wurde hingegen kein Rückgang der Art verzeichnet (Abb. 8.4). Mögliche Gründe für diese unterschiedlichen Entwicklungen sind bereits diskutiert worden (s.o.). Die mäßige Zunahme von *Scleropodium purum* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante bis zur Aufgabe der Fläche steht in Einklang mit Erkenntnissen zur

Trophie von dieser Art vorwiegend besiedelter Habitate (DÜLL 1980, NEBEL & PHILIPPI 2001). Auf die positive Reaktion von *Hypnum cupressiforme* var. *lacunosum* auf die simulierte N-Zufuhr ist schon mehrfach hingewiesen worden. Für *Rhytidium rugosum* hat sich Ammoniumsulfat als schädlich herausgestellt, die Bestandsentwicklung der Art in der KNO₃-Variante ist wegen des verkürzten Beobachtungszeitraums kaum interpretierbar. *Sedum album* gilt zwar als Zeiger stickstoffärmster Standorte (ELLENBERG 1991) und wurde im Experiment durch Ammoniumsulfat offenbar gehemmt, die Nitratdüngung hatte dagegen eine deutliche Wuchsstimulation bewirkt, was auf eine N-Limitierung der Art an dem betrachteten Wuchsort sowie eine präferente Aufnahme von Stickstoff in Nitratform hindeutet.

Bei den *Grimmia*-Arten sowie *Racomitrium heterostichum* auf der Blockhalde am Großen Ölberg (Abb. 8.5) waren in keiner der drei Düngungsvarianten Schädigungen nach 18 Monaten Behandlung zu beobachten. So wurden selbst in der (NH₄)₂SO₄-Variante im Anschluss an das beschriebene Störereignis (s. 8.3.5) wieder tendenzielle Bestandszunahmen bzw. *Grimmia*-Jungwuchs festgestellt. Dies kann zum einen auf im Vergleich zu bereits besprochenen Arten (z.B. *Racomitrium elongatum*, *R. lanuginosum*) größere Toleranz gegenüber den applizierten N-Formen zurückgeführt werden. Möglich ist weiterhin, dass auf den geneigten Festgesteinsflächen der Blockhalde durch Niederschlagsereignisse nach den Besprühungen eine stärkere und vollständigere Auswaschung erfolgte und somit kein längerfristiger Einfluss der N-Verbindungen bzw. ihrer Ionen bestand. Eine unmittelbar fördernde Wirkung der Düngung auf die *Grimmia*-Arten sowie *Racomitrium heterostichum* kann aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass selbst bei potenzieller Wuchsstimulation der Arten durch das erhöhte N-Angebot aufgrund ihres Polsterwuchses starke Frequenzzunahmen während des relativ kurzen Beobachtungszeitraums eher unwahrscheinlich gewesen wären. *Hypnum cupressiforme* hatte hingegen offensichtlich, wie sich vor allem in der KNO₃- und der NH₄NO₃-Variante zeigte, von der simulierten N-Zufuhr profitiert (s. Anhang F, Abb. F 4). Nach den Beobachtungen im Gelände können die Rückgänge von *Grimmia montana* und *Racomitrium heterostichum* in der mit Ammoniumnitrat gedüngten Fläche zumindest teilweise auf die starke Ausdehnung der pleurokarpen Art zurückgeführt werden. Auf die Fähigkeit von *Hypnum cupressiforme*, konkurrenzschwächere Moose durch Überwachsen zu verdrängen, wies bereits DÜLL (1997) hin.

Eine positive Reaktion von *Hypnum cupressiforme* auf die Düngung wurde auch in den Flächen des ehemaligen Steinbruchs am Großen Ölberg verzeichnet (Abb. 8.6). Für die im

Vergleich zur Blockhalde trotz gleichen geologischen Substrats wesentlich stärkeren Schädigungen einiger Arten in den beiden NH_4^+ -Varianten könnten, wie dies bereits bei der Lokalität Kakushöhle besprochen wurde, indirekt längere Turgeszenzphasen ausschlaggebend gewesen sein. Die Etablierung von *Dicranum scoparium* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante zum Ende des Experiments beruht vermutlich weniger auf einer direkten Förderung der für nährstoffarme Standorte typischen Art durch die Düngung als vielmehr auf ihrer Fähigkeit, den Detritus anderer, durch das Ammoniumsulfat vernichteter Arten zu besiedeln (vgl. CHRISTENSEN 1989). Diese Möglichkeit ist ebenfalls für *Lophocolea bidentata* und *Plagiothecium succulentum* in der mit NH_4NO_3 gedüngten Fläche in Betracht zu ziehen, wobei nach der Untersuchung von RINCON (1988) *Lophocolea bidentata* auch direkt von der Nährstoffzufuhr profitiert haben könnte. Die ausnahmslos positiven Bestandsentwicklungen in der KNO_3 -Variante sowie die anhaltende Vitalität sämtlicher Arten in dieser Fläche deuten wiederum darauf hin, dass sich erhöhte N-Zufuhr generell zumindest über einen gewissen Zeitraum günstig auf das Wachstum vieler Arten auswirken kann, dabei jedoch der Form des deponierten Stickstoffs eine entscheidende Bedeutung zukommt.

In den beiden verbliebenen Düngeflächen der Lokalität Perlenhardt wurden innerhalb des verkürzten Beobachtungszeitraums stärkere Frequenzzunahmen, zum Teil nach Neuansiedlung, vor allem für *Brachythecium rutabulum*, *Hypnum cupressiforme*, *Plagiothecium denticulatum* und *Pohlia nutans* ermittelt (Abb. 8.7). Die positive Reaktion des für eutrophe Standorte charakteristischen *Brachythecium rutabulum* (z.B. NEBEL & PHILIPPI 2001) auf erhöhte Nährstoffverfügbarkeit steht in Einklang mit den Ergebnissen bereits stattgefundener Untersuchungen (RINCON 1988, RINCON 1990). Im Vergleich zu anderen Moosen gilt die Art als hochproduktiv (FURNESS & GRIME 1982a) und kommt selbst in der mit Stickstoff höchstbelasteten Umgebung von Massentierhaltungsbetrieben noch vor (PITCAIRN et al. 2002). Auf die Förderung von *Hypnum cupressiforme* durch die Düngung wurde bereits mehrfach hingewiesen (s. o.). *Plagiothecium denticulatum* kennzeichnet ebenfalls vorwiegend nährstoffreichere Standorte (DÜLL 1997), die starke Ausdehnung der Art insbesondere in der NH_4NO_3 -Variante stimmt mit den Erkenntnissen von DIRKSE & MARTAKIS (1992) überein. *Pohlia nutans* besitzt zwar keine enge Bindung an eutrophe Habitate und ist selbst auf ärmsten Rohböden anzutreffen, die Etablierung der Art in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante sowie die Beobachtungen von PERSSON (1981) im Rahmen eines Walddüngungsexperiments deuten jedoch auf eine gewisse Nitrophilie hin. Daneben ist auch eine indirekte Förderung der Art durch potenzielle Standortversauerung in Betracht zu ziehen (VAN DOBBEN et al. 1999).

Bei *Atrichum undulatum* und *Mnium hornum* wurden keine nennenswerten Frequenzänderungen festgestellt, was möglicherweise darauf zurückzuführen ist, dass die als endohydrisch eingestuften Arten (z.B. PROCTOR 1984) nur in geringem Maße von der Nährstoffzufuhr durch Besprühung beeinflusst wurden.

Für die geringen Veränderungen in der Kontrollfläche der Wahner Heide (Abb. 8.8 a) dürften in erster Linie natürliche Sukzessionsvorgänge verantwortlich sein. Die Frequenzzunahmen von *Dicranum scoparium* und *Hypnum jutlandicum* in den Düngeflächen (Abb. 8.8 b-d) müssen nach Untersuchungen von BERG & VERHOEF (1998) in einem stark stickstoffbelasteten niederländischen Kiefernforst nicht zwangsläufig auf einer direkten Förderung der beiden Arten durch die erhöhte N-Zufuhr beruhen. Die Autoren vermuten, dass *Dicranum scoparium* und *Hypnum jutlandicum* als sehr gut an oligotrophe Verhältnisse angepasste Arten auf armen Sandböden bei Auswaschung wichtiger Nährkationen aufgrund hohen atmosphärischen NH_4^+ -Eintrags einen Konkurrenzvorteil besitzen und somit indirekt von der Eutrophierung profitieren. Auf die positive Reaktion von *Scleropodium purum* auf die Düngung ist bereits im Zusammenhang mit der Lokalität Mayschoss hingewiesen worden (s.o.). Die überwiegenden Abnahmen von *Polytrichum juniperinum* sind zum einen auf unmittelbare Schädigungen durch das Ammoniumsulfat zurückzuführen, zum anderen wurde die photophile, konkurrenzschwache Art vor allem in der KNO_3 -Variante offensichtlich durch wuchskräftigere Moose sowie Phanerogamen verdrängt. Durch die $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Düngung im Verlauf des Experiments geschädigt wurde auch *Pleurozium schreberi*. Die relativ geringe Frequenzzunahme der Art in der KNO_3 -Variante kann, da ähnliche Zunahmen auch in der Kontrolle zu verzeichnen waren, nicht mit Sicherheit als Effekt der Düngung angesehen werden. Die in der NH_4NO_3 -Variante nach 18 Monaten beobachtete Frequenzabnahme von *Pleurozium schreberi* nach anfänglicher Ausdehnung basiert den Erkenntnissen von CARROLL et al. (2000) zur Folge, die im Rahmen eines fünfjährigen Düngungsexperiments direkte Beeinträchtigungen der Art durch Ammoniumnitrat erst bei deutlich höherer simulierter Deposition feststellten, wahrscheinlich auf Konkurrenz. Eine Verdrängung des an nährstoffarme Verhältnisse angepassten Moores wurde auch bereits in mehreren Walddüngungsexperimenten nachgewiesen (z.B. KELLNER & MÄRSHAGEN 1991, DIRKSE & MARTAKIS 1992, VAN DOBBEN et al. 1999). Der stetige Rückgang der beiden *Cladonia*-Arten in der mit NH_4NO_3 gedüngten Fläche dürfte ebenfalls auf Konkurrenz beruhen. Hinsichtlich der Phanerogamen wurden die deutlichsten Frequenzzunahmen bei *Calluna vulgaris* festgestellt, diese waren in allen drei Düngungsvarianten größer als in der Kontrolle. Eine Wuchsstimulation der Art durch erhöhte N-Zufuhr konnten auch LEE et al. (in LEE 1998) in

einem Langzeit-Düngungsexperiment zeigen. Nach den Ergebnissen der Autoren handelt es sich dabei, da bereits nach wenigen Jahren keine Wachstumsförderung mehr zu verzeichnen war, jedoch nur um einen temporären Effekt. Auf den langfristigen Rückgang von *Calluna vulgaris* bei hoher N-Deposition weisen auch VAN DOBBEN et al. (1999) hin. Die Frequenzänderungen von *Deschampsia flexuosa* in den Düngeflächen waren, obwohl die Art nach früheren Untersuchungen von erhöhter N-Zufuhr eindeutig profitiert und in der Lage ist, typische Heidearten zu verdrängen (ROELOFS 1986, MICKEL et al. 1991, STEUBING 1992), insgesamt nur sehr gering. Es ist zu vermuten, dass für eine potenzielle stärkere Ausbreitung der Art in den Flächen die Zeitspanne der Untersuchung zu kurz war. Die im Gegensatz zur Lokalität Kreuzberg (s.o.) beobachtete Abnahme von *Rumex acetosella* in der $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante dürfte, da von einer grundsätzlichen Förderung der Art durch erhöhten N-Eintrag ausgegangen werden kann (BERG & VERHOEF 1998, VAN DOBBEN et al. 1999), auf Konkurrenz durch *Calluna vulgaris* zurückzuführen sein.

8.5 Folgerungen

Wie aus der Untersuchung hervorgeht, hat die simulierte Erhöhung der Stickstoffdeposition zwar bei den meisten der betrachteten Arten eine generelle, wenn auch oft nur zeitweilige Wachstumsförderung bewirkt, stärkere und dauerhafte Zunahmen wurden allerdings überwiegend für häufige, eher als ubiquistisch einzustufende Arten, wie beispielsweise *Bryum argenteum*, *Hypnum cupressiforme* und *Plagiothecium denticulatum* verzeichnet. Es ist deshalb zu vermuten, dass ein langfristiger hoher N-Eintrag in Moosbestände auf Felsen und Gesteinsrohböden zu Verschiebungen im Arteninventar führt. Bei starker Ausdehnung von Deckenbildnern wie etwa *Hypnum cupressiforme* müsste außerdem mit künftigen Abnahmen der Bryodiversität gerechnet werden.

Die Beurteilung der Reaktionen einzelner Arten wie auch Aussagen zur Veränderung der Konkurrenzverhältnisse wurden neben der kurzen Laufzeit des Experiments vor allem dadurch erschwert, dass die gewählten Düngekonzentrationen insbesondere in den NH_4^+ -Varianten für viele Arten offenbar zu hoch und direkt schädigend waren. Weiterhin hat sich Ammoniumsulfat, zumindest in der verwendeten Konzentration, als ungeeignete Stickstoffverbindung für eine solche Untersuchung herausgestellt. Daraus wird ersichtlich, dass für die Analyse der Auswirkungen erhöhter N-Deposition auf Moosbestände von Natur aus schwach stickstoffversorgter Gesteinsstandorte und die Ermittlung klarer Entwicklungsrichtungen

keine Alternative zu Langzeitversuchen mit deutlich niedrigeren simulierten Depositionsraten besteht. Längere Zeitspannen werden auch deshalb als notwendig erachtet, da akrokarpe Arten aufgrund ihrer Wuchsform grundsätzlich keine so raschen Frequenzänderungen zeigen können wie pleurokarpe.

9 Schlussbetrachtung

Abschließend erfolgt die Beantwortung der in der Einleitung formulierten konkreten Fragen (s. 1.4). Die Antworten sind durch ihre Nummerierung eindeutig zuzuordnen.

1. Von den sechs in die Untersuchung einbezogenen Arten zeigte *Pleurozium schreberi* das klarste N-Akkumulationsverhalten mit einem Sättigungsverlauf der Gewebekonzentration über die Zeit.
2. Bei gleichen Mengen eingetragenen Stickstoffs bedingte Ammonium zumindest tendenziell höhere Stickstoffgehalte als Nitrat.
3. Innerhalb kleinräumiger Populationen waren die Schwankungen der Stickstoffgehalte überwiegend gering, bei großflächigeren Beständen wurden etwas stärkere Variationen festgestellt. Zudem unterschieden sich die Schwankungen zwischen Arten, Gebieten und Jahreszeiten.
4. Die Schwankungen der Stickstoffgehalte im Jahresverlauf waren zum Teil nicht unerheblich, weshalb bei einem potenziellen Monitoring eng begrenzte Probenahmezeiträume ein unbedingt einzuhaltendes Kriterium darstellen.
5. Die standardisierte Ausbringung war erfolgreich und bietet gegenüber einer *in situ*-Beprobung den Vorteil, dass Einflüsse des besiedelten Substrats ausgeschlossen werden können.
6. Im natürlichen N-Isotopenverhältnis der untersuchten Moosarten spiegelte sich insbesondere das Verhältnis von Ammonium- zu Nitratstickstoff in der Deposition wider. Da die Hauptemittenten der beiden N-Spezies bekannt sind, können durch Moosanalysen Aussagen zu Verursachern erhöhter Stickstoffdeposition getroffen werden.
7. Sowohl hinsichtlich des Stickstoffgehalts als auch für das $\delta^{15}\text{N}$ wurden hochsignifikante Korrelationen ermittelt, womit bei einem potenziellen Monitoring keine Beschränkung auf nur eine Moosart besteht.

8. Der Stickstoffgehalt war teilweise in älteren Sprossabschnitten niedriger als in jüngeren, das $\delta^{15}\text{N}$ zumindest tendenziell positiver. Für vergleichende Untersuchungen ist deshalb die Verwendung definierter Sprossabschnitte zu empfehlen.
9. Für aktuelle Aufsammlungen ergaben sich durchschnittlich höhere N-Gehalte und negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte, was auf einen historischen Anstieg der Stickstoffdeposition sowie eine Verschiebung des $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -Verhältnisses hindeutet. Die Veränderungen waren wahrscheinlich gebietsweise sehr unterschiedlich.
10. Vor allem für *Pleurozium schreberi* wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Höhe des N-Eintrags und dem Moos-Stickstoffgehalt ermittelt. Dabei ergab sich eine besondere Abhängigkeit von der NH_4^+ -N-Deposition.
11. Durch die Simulation erhöhter N-Deposition wurden insbesondere commune Arten mit weiter Standortsamplitude gefördert, weshalb bei längerfristigem Einfluss erhöhter Stickstoffeinträge auf Moosbestände oligotropher Standorte Veränderungen des Artenspektrums zu erwarten wären.

10 Ausblick

Durch die vorliegende Arbeit wurde die grundsätzliche Eignung bestimmter Moosarten als Akkumulationsindikatoren für Stickstoffeinträge gezeigt bzw. bestätigt, eine deutschlandweite Pilotstudie ähnlich dem Moosmonitoring von Schwermetalldepositionen wäre deshalb wünschenswert. Da gerade *Pleurozium schreberi* zu den Hauptarten bei den Schwermetalluntersuchungen zählt, könnte durch die Analyse ohnehin gesammelten Materials ein erstes *screening* ohne zusätzlichen Arbeitsaufwand im Gelände durchgeführt werden. Aufgrund der interessanten Erkenntnisse über die Abhängigkeit des natürlichen N-Isotopenverhältnisses der betrachteten Arten von der Deposition sollte dieses im Rahmen eines Monitorings unbedingt Berücksichtigung finden.

Empfehlenswert erscheint außerdem die Erprobung und Weiterentwicklung eines aktiven Monitorings von Stickstoffeinträgen mit Moosen. So könnte eine standardisierte Ausbringung zunächst an den ca. 80 über ganz Deutschland verteilten Level II-Dauerbeobachtungsflächen erfolgen, an denen die N-Freiflächendeposition erfasst wird (vgl. GEHRMANN et al. 2001). Es ließe sich dadurch prüfen, ob zwischen der technisch ermittelten N-Deposition und der N-Konzentration der exponierten Moose ein statistisch gut abgesicherter Zusammenhang besteht. Standardisierte Ausbringungen könnten weiterhin in urbanen Räumen oder in der Umgebung von Punktquellen (z.B. Massentierhaltungsbetriebe) versuchsweise durchgeführt werden.

Zur Überprüfung, inwiefern die Moosvegetation durch atmosphärische Stickstoffeinträge beeinflusst wird und ob sich bei Moosgesellschaften in bestimmten Regionen ein schleichender Wandel vollzieht, sollten Dauerbeobachtungsflächen angelegt und regelmäßig aufgenommen werden. Insbesondere in Gebieten, in denen trotz bereits hoher Stickstoffeinträge noch gut ausgebildete Bestände etwa von Felsmoosen existieren, könnte eine Langzeitbeobachtung zukünftig zu interessanten Erkenntnissen führen.

11 Zusammenfassung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde das Akkumulations- und Reaktionsverhalten von Moosen auf simulierte und natürliche atmosphärische Stickstoffeinträge überprüft. Der Schwerpunkt der in Nordrhein-Westfalen und angrenzenden Gebieten durchgeführten Untersuchungen lag auf der Ermittlung von Arten, die sich für ein potenzielles großräumiges Akkumulationsmonitoring von N-Freilächeneinträgen eignen.

In einem viermonatigen Klimaschrankexperiment wurde das Akkumulationsverhalten und Wachstum des pleurokarpen Laubmooses *Scleropodium purum* bei simulierter N-Deposition überprüft. Den Versuchspflanzen wurde Stickstoff in unterschiedlichen Verbindungen und Konzentrationen zugeführt, die Applikation erfolgte durch Besprühung. Es ergaben sich kaum Zusammenhänge zwischen der N-Verbindung und ermittelten Stickstoffgehalten oder Zuwächsen. Beziehungen zur Düngekonzentration, d.h. höhere N-Gehalte und Zuwächse bei stärkerer Düngung, konnten hingegen teilweise nachgewiesen werden. Bei der Behandlung mit Ammoniumnitrat wurden Wuchsreduktionen in den höchsten Konzentrationsvarianten beobachtet. Die Ergebnisse des Experiments waren insgesamt sehr schwach differenziert und zum Teil kaum interpretierbar. Als Ursache hierfür wird die geringe Lichtintensität in dem genutzten Klimaschrank angenommen.

In der Ahreifel wurden natürliche Bestände der sechs pleurokarpen Laubmoosarten *Brachythecium rutabulum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *Rhytidiadelphus triquetrus* und *Scleropodium purum* einer zwölfmonatigen Düngeprozedur unterzogen. Die Behandlung der Pflanzen erfolgte durch Besprühung mit Lösungen aus unterschiedlichen N-Verbindungen in vierzehntägigen Intervallen. Über den Gesamtzeitraum wurde in sämtlichen Düngungsvarianten eine Depositionserhöhung von 40 kg N ha^{-1} simuliert. Für alle Arten außer *Hylocomium splendens* ergaben sich deutliche Anstiege der Stickstoffgehalte als Effekt der Düngung, Maxima wurden zumeist nach sechs Monaten Düngebehandlung erreicht. Die Anreicherungsverläufe waren bei den einzelnen Arten unterschiedlich, die klarsten ohne zeitweilige Abnahmen der N-Gewebekonzentration wurden für *Pleurozium schreberi* ermittelt und beschrieben die Form von Sättigungskurven. Die ammoniumhaltigen Dünge Lösungen bedingten teils tendenziell, teils signifikant höhere Stickstoffgehalte als die ausschließlich nitrathaltige. Bei den Pflanzen der Kontrolle zeigten

sich zum Teil deutliche Schwankungen der Stickstoffgehalte im Jahresverlauf, die Variation innerhalb der Bestände unterschied sich zwischen den Arten. Die Ergebnisse des Experiments deuten auf eine besondere Eignung von *Pleurozium schreberi* als Akkumulationsindikator atmosphärischen Stickstoffeintrags hin.

Das dritte, ebenfalls zwölf Monate dauernde Experiment fand an zwei Depositionsmessstationen in den unterschiedlich stark stickstoffbelasteten Regionen Weserbergland und Süderbergland statt. Material der im vorigen Abschnitt genannten sechs Arten wurde in der Eifel entnommen und an den beiden Stationen standardisiert in selbstkonstruierten Transplantationsgefäßen ausgebracht. Auf diese Weise wurden mögliche Einflüsse durch das besiedelte Substrat ausgeschaltet. In der Untersuchung fand das natürliche N-Isotopenverhältnis ($\delta^{15}\text{N}$ -Werte) Berücksichtigung. Die meisten Arten blieben in den Gefäßen bis zum abschließenden Beprobungstermin völlig vital. Während in den ersten Monaten nach der Ausbringung hinsichtlich der Stickstoffgehalte und der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte kaum Unterschiede zwischen den Gebieten festzustellen waren, wiesen nach einem Jahr Expositionsdauer sämtliche Arten im stärker belasteten Weserbergland höhere N-Konzentrationen und negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte auf als im geringer belasteten Süderbergland. Den Ergebnissen der Untersuchung zur Folge ist die umfassende Erprobung eines aktiven N-Akkumulationsmonitorings mit Moosen zu empfehlen.

In einer weiteren Untersuchung wurden Stickstoffgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von 70 bis 145 Jahre alten Herbarproben denen aktueller Aufsammlungen aus den gleichen Gebieten gegenübergestellt. Hierbei fanden insgesamt 24 Belege von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* aus Herbarien in Bonn und Münster Berücksichtigung. Die Proben stammten aus Nordrhein-Westfalen sowie angrenzenden Bereichen anderer Bundesländer. Bei der aktuellen Probenahme wurden in Hinblick auf korrelative Untersuchungen stets beide Arten parallel gesammelt. Die Stickstoffgehalte der aktuellen Aufsammlungen waren im Durchschnitt höher als die der Herbarproben, die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte negativer. Es ergab sich eine deutliche regionale Differenzierung, nach der die größten Unterschiede bei Proben aus heute stark durch Intensivlandwirtschaft beeinflussten Gebieten festgestellt wurden, die geringsten bei Pflanzen aus kaum beeinträchtigten Mittelgebirgen. Weiterhin konnten bei den aktuellen Aufsammlungen Zusammenhänge zwischen der Meereshöhe und Stickstoffgehalten bzw. $\delta^{15}\text{N}$ -Werten gezeigt werden. Vermutlich aufgrund der unterschiedlichen Entfernungen zu Emittenten waren die N-Konzentrationen von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*

aus Tieflagen höher und die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte negativer als bei Proben aus Mittelgebirgslagen. Für die Stickstoffgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte beider Arten aus gleichen Gebieten (Parallelbeprobung) wurden hochsignifikante Korrelationen ermittelt.

Zur Klärung der Frage, ob regionale Depositionsunterschiede durch die Analyse direkt im Gelände entnommener Moosproben nachgewiesen werden können, erfolgte eine flächenbezogene Beprobung von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum* an acht über Nordrhein-Westfalen verteilten Depositionsmessstationen der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten. Im Vorfeld der Studie fand eine Evaluierung der Variation von N-Konzentration und natürlichem N-Isotopenverhältnis in unterschiedlichen Sprossabschnitten der beiden Arten statt. Für die Analysen im Rahmen der eigentlichen Untersuchung wurden zwecks Vergleichbarkeit von Gebieten mit unterschiedlichen abiotischen Verhältnissen annuelle Zuwächse verwendet. Begleitend wurden Daten zum Wachstum der Arten erhoben. Als Bezugsgröße für ermittelte Stickstoffgehalte, $\delta^{15}\text{N}$ -Werte und Biomassen diente die mit Bulk-Sammlern erfasste Freiflächendeposition. Sowohl für *Pleurozium schreberi* als auch für *Scleropodium purum* ergaben sich deutliche Zusammenhänge zwischen der Höhe des Stickstoffeintrags, hierbei insbesondere der Deposition von Ammonium, und den gemessenen Stickstoffgehalten. Hinsichtlich des natürlichen N-Isotopenverhältnisses wurden die besten Ergebnisse für die Beziehung zwischen dem Verhältnis von Ammonium zu Nitrat in der Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ der Moose erzielt, wobei mit zunehmendem Anteil des Ammoniums die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte negativer wurden. Als interessantes Ergebnis der Wachstumsuntersuchungen ergab sich vor allem für *Pleurozium schreberi* ein Zusammenhang zwischen der Höhe des Stickstoffeintrags und der jährlich gebildeten Biomasse pro Fläche. Mit zunehmender N-Deposition war eine geringere Biomasseproduktion festzustellen, was auf Bestandsauflichtung und etioliertes Wachstum der Art bei hohem Stickstoffeintrag zurückgeführt wurde. Die Evaluierung erbrachte für jüngere Sprossabschnitte teilweise höhere Stickstoffgehalte und negativere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte als für ältere, weshalb bei einem Moosmonitoring von der Verwendung vollständiger Sprosse mit variablem Anteil alten und abgestorbenen Gewebes abgesehen werden sollte.

In acht überwiegend in der Eifel und dem Siebengebirge gelegenen Gebieten wurden die Auswirkungen erhöhten Stickstoffeintrags auf die Moosvegetation natürlicherweise schwach stickstoffversorgter Standorte untersucht. Bestände unterschiedlicher Gesellschaftszugehörigkeit wurden in vierzehntägigen Intervallen über einen Zeitraum von 18 Monaten mit

verschiedenen stickstoffhaltigen Lösungen besprüht. Die simulierte Depositionserhöhung betrug in jeder Fläche $40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bestandsveränderungen wurden mittels Frequenzanalyse erfasst. Positive Reaktionen auf die simulierte Stickstoffzufuhr, d.h. Expansionen in den Düngeflächen, zeigten vor allem einige commune Arten mit weiter Standortamplitude. Frequenzabnahmen standorttypischer Arten beruhten überwiegend auf direkten Schädigungen durch die Düngung mit Ammoniumnitrat und Ammoniumsulfat. Da mehrere der Dauerflächen im Verlauf des Experiment gestört oder vollständig vernichtet wurden, außerdem in zwei von drei Düngungsvarianten die applizierten Lösungen Arten direkt schädigten, waren Aussagen zu Bestandsentwicklungen nur eingeschränkt möglich. Die Ergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit einer mehrjährigen Untersuchung mit wesentlich niedrigeren Düngekonzentrationen.

12 Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Jan-Peter Frahm für die intensive Betreuung der vorliegenden Arbeit und seine stete Diskussionsbereitschaft. Herr Frahm nahm mich nach dem Diplom an der Universität Münster sehr herzlich in seiner Arbeitsgruppe auf, vergab das interessante Thema und stellte eine zweijährige Finanzierung bereit. Über die eigentliche Arbeit hinaus ermöglichte er Teilnahmen an lehrreichen Auslandskursen und Exkursionen.

Herrn Prof. Dr. Wilhelm Barthlott bin ich für die Übernahme des Korreferates und für zahlreiche kritische Hinweise insbesondere in der Endphase der Arbeit zu großem Dank verpflichtet. Durch eine Anstellung am Institut nach Ablauf der Erstfinanzierung trug Herr Barthlott wesentlich dazu bei, dass die Dissertation erfolgreich abgeschlossen werden konnte.

Der Arbeitsgruppe Bryologie und dabei besonders Rolf Blöcher und Dr. Dietmar Quandt danke ich für die vielen interessanten Ratschläge und Diskussionen. Die freundschaftliche Atmosphäre in der Gruppe half stets über schwierige Phasen hinweg und machte die Arbeit am Institut sehr angenehm. Von weiteren Mitarbeitern des Botanischen Instituts, die mir in den unterschiedlichsten Belangen Hilfestellung leisteten, seien namentlich an dieser Stelle Zdenek Cerman, Manuel Spaeth und Anne Stosch genannt. Stellvertretend für die „1. Etage“ möchte ich Rose Pretscher meinen Dank für die gute Zusammenarbeit aussprechen. In der Theoretischen Biologie gab Prof. Dr. Wolfgang Alt wichtige Anregungen hinsichtlich der Auswertung von Daten.

Unentbehrliche Unterstützung erhielt ich auch von Mitarbeitern anderer Institute und Universitäten. Am Institut für Pflanzenernährung der Universität Bonn waren PD Dr. Jürgen Burkhardt und Dr. Thomas Eichert immerzu für Fragen zu Experimenten und deren statistischer Auswertung offen. Ebenfalls an diesem Institut führten Angelika Glogau und Deborah Rupprecht die umfangreichen Gehaltsbestimmungen durch. Kompetente Ratschläge zur Datenanalyse übermittelten Prof. Dr. Heinjo During (Universität Utrecht) und PD Dr. Harald G. Zechmeister (Universität Wien). Die Überprüfung schwieriger Flechtenproben übernahm freundlicherweise Dr. Dorothee Killmann (Universität Koblenz), bei kritischen Moostaxa war Carsten Schmidt (Universität Münster) behilflich.

Die für diese Arbeit unverzichtbaren Messwerte zur Stickstoffdeposition wurden von der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen zur Verfügung gestellt. Hier sei insbesondere den Herren Dr. J. Gehrman, L. Genßler und C. Adamik für die stets hervorragende Zusammenarbeit gedankt. Frau Dr. B. Gries als Leiterin des Herbariums

am Westfälischen Museum für Naturkunde in Münster sowie Herr Prof. Dr. Jan-Peter Frahm in seiner Zuständigkeit für die Moossammlung des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens ermöglichten die Einbeziehung historischer Moosproben in die Untersuchungen.

Für die Korrektur der Arbeit und kritische Anmerkungen zum Manuskript bin ich Rolf Blöcher, Volker Buchbender, Agnes Solga, Dr. Dorothee Killmann und Prof. Dr. Eberhard Fischer zu großem Dank verpflichtet.

Eine wichtige Voraussetzung für die Durchführung der Dissertation war die finanzielle Förderung durch das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. Für die zwischenzeitliche Finanzierung danke ich der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

Zum Schluss seien noch die Menschen genannt, die mir persönlich nahe stehen und mich auf dem langen Weg bis zur Beendigung der Arbeit begleitet haben. Mit ihrem Zuspruch war Stephanie Bauer mir in Zeiten großer Herausforderungen und Schwierigkeiten eine besonders gute Hilfe. Dafür bin ich ihr von Herzen dankbar. Ohne die fortwährende Unterstützung meiner Eltern in jeder Hinsicht wäre diese Dissertation niemals zustande gekommen. Ihnen möchte ich deshalb meinen innigen Dank aussprechen und die Arbeit widmen.

13 Literaturverzeichnis

- AERTS, R., WALLÉN, B. & MALMER, N. (1992): Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. *Journal of Ecology* 80: 131-140.
- ALDOUS, A. R. (2002a): Nitrogen retention by *Sphagnum* mosses: responses to atmospheric nitrogen deposition and drought. *Canadian Journal of Botany* 80: 721-731.
- ALDOUS, A. R. (2002b): Nitrogen translocation in *Sphagnum* mosses: effects of atmospheric nitrogen deposition. *New Phytologist* 156: 241-253.
- APSIMON, H. M., KRUSE, M. & BELL, J. N. B. (1987): Ammonia emissions and their role in acid deposition. *Atmospheric Environment* 21(9): 1939-1946.
- ARNDT, U., NOBEL, W. & SCHWEIZER, B. (1987): Bioindikatoren: Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 388 S.
- ARTS, G. H. P. (1990): Aquatic bryophyta as indicators of water quality in shallow pools and lakes in The Netherlands. *Annales Botanici Fennici* 27: 19-32.
- ASMAN, W. A. H. (1994): Emission and deposition of ammonia and ammonium. In: Köhler, W. (Hrsg.): Leopoldina Symposium "The terrestrial nitrogen cycle as influenced by man": Halle (Saale), September 29, 1993, to October 1, 1993. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina, Halle (Saale), Leipzig. S. 263-297.
- ASMAN, W. A. H., DRUKKER, B. & JANSSEN, A. J. (1988): Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe. *Atmospheric Environment* 22(4): 725-735.
- ASMAN, W. A. H. & JANSSEN, A. J. (1987): A long range transport model for ammonia and ammonium for Europe. *Atmospheric Environment* 21(10): 2099-2119.
- ASMAN, W. A. H., PINKSTERBOER, E. F., MAAS, H. F. M., ERISMAN, J.-W., WAIJERS-YPELAAN, A., SLANINA, J. & HORST, T. W. (1989): Gradients of the ammonia concentration in a nature reserve: model results and measurements. *Atmospheric Environment* 23: 2259-2265.

- BADDELEY, J. A., THOMPSON, D. B. A. & LEE, J. A. (1994): Regional and historical variation in the nitrogen content of *Racomitrium lanuginosum* in Britain in relation to atmospheric nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 84: 189-196.
- BAKKEN, S. (1993): Effects of simulated acid rain on the morphology, growth and chlorophyll content of *Hylocomium splendens*. *Lindbergia* 18: 104-110.
- BAKKEN, S. (1994): Growth and nitrogen dynamics of *Dicranum majus* under two contrasting nitrogen deposition regimes. *Lindbergia* 19(2-3): 63-72.
- BAKKEN, S. (1995a): Effects of nitrogen supply and irradiance on growth and nitrogen status in the moss *Dicranum majus* from differently polluted areas. *Journal of Bryology* 18: 707-721.
- BAKKEN, S. (1995b): Regional variation in nitrogen, protein and chlorophyll concentration in *Dicranum majus* - a reciprocal transplantation experiment. *Journal of Bryology* 18(3): 425-437.
- BATES, J. W. (1987): Nutrient retention by *Pseudoscleropodium purum* and its relation to growth. *Journal of Bryology* 14(3): 565-580.
- BATES, J. W. (1988): The effect of shoot spacing on the growth and branch development of the moss *Rhytidiadelphus triquetrus*. *New Phytologist* 109: 499-504.
- BATES, J. W. (1993): Regional calcicoly in the moss *Rhytidiadelphus triquetrus*: survival and chemistry of transplants at a formerly SO₂-polluted site with acid soil. *Annals of Botany* 72: 449-455.
- BATES, J. W. (1994): Responses of the mosses *Brachythecium rutabulum* and *Pseudoscleropodium purum* to a mineral nutrient pulse. *Functional Ecology* 8: 686-693.
- BATES, J. W. (1997): Effects of intermittent desiccation on nutrient economy and growth of two ecologically contrasted mosses. *Annals of Botany* 79: 299-309.
- BATES, J. W. (2000): Mineral nutrition, substratum ecology, and pollution. In: Shaw, A. J. & Goffinet, B. (Hrsg.): *Bryophyte biology*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 248-311.

- BATES, J. W. & BAKKEN, S. (1998): Nutrient retention, desiccation and redistribution in mosses. In: Bates, J. W., Ashton, N. W. & Duckett, J. G. (Hrsg.): Bryology for the twenty-first century. Maney Publishing and the British Bryological Society, Leeds. S. 293-304.
- BAXTER, R., EMES, M. J. & LEE, J. (1992): Effects of an experimentally applied increase in ammonium on growth and amino-acid metabolism of *Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex. Hoffm. from differently polluted areas. New Phytologist 120: 265-274.
- BELL, S., ASHENDEN, T. W. & RAFAREL, C. R. (1992): Effects of rural roadside levels of nitrogen dioxide on *Polytrichum formosum* Hedw. Environmental Pollution Series A, 76: 11-14.
- BERG, M. P. & VERHOEF, H. A. (1998): Ecological characteristics of a nitrogen-saturated coniferous forest in The Netherlands. Biology and Fertility of Soils 26(4): 258-267.
- BERGAMINI, A. & PAULI, D. (2001): Effects of increased nutrient supply on bryophytes in montane calcareous fens. Journal of Bryology 23: 331-339.
- BERGSTROM, D. M., STEWART, G. R., SELKIRK, B. M. & SCHMIDT, S. (2002): ¹⁵N natural abundance of fossil peat reflects the influence of animal-derived nitrogen on vegetation. Oecologia 130: 309-314.
- BOXMAN, A. W., VAN DAM, D., VAN DIJK, H. F. G., HOGERVORST, R. F. & KOOPMANS, C. J. (1995): Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. Forest Ecology and Management 71: 7-29.
- BROWN, D. H. (1982): Mineral nutrition. In: Smith, A. J. E. (Hrsg.): Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London, New York. S. 383-444.
- BROWN, D. H. (1984): Uptake of mineral elements and their use in pollution monitoring. In: Dyer, A. F. & Duckett, J. G. (Hrsg.): The experimental biology of bryophytes. Academic Press, London [u.a.]. S. 229-255.
- BROWN, D. H. (1992): Impact of agriculture on bryophytes and lichens. In: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (Hrsg.): Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford. S. 259-283.
- BROWN, D. H. & BATES, J. W. (1990): Bryophytes and nutrient cycling. Botanical Journal of the Linnean Society 104: 129-147.

- BUIJSMAN, E. & ERISMAN, J.-W. (1988): Wet deposition of ammonium in Europe. *Journal of Atmospheric Chemistry* 6: 265-280.
- BUSBY, J. R., BLISS, L. C. & HAMILTON, C. D. (1978): Microclimate control of growth rates and habitats of the boreal forest mosses, *Tomenthypnum nitens* and *Hylocomium splendens*. *Ecological Monographs* 48: 95-110.
- CARROLL, J. A., JOHNSON, D., MORECROFT, M. D., TAYLOR, A. F. S., CAPORN, S. J. M. & LEE, J. A. (2000): The effect of long-term nitrogen additions on the bryophyte cover of upland acidic grasslands. *Journal of Bryology* 22(2): 83-89.
- CHRISTENSEN, S. N. (1989): Floristic and vegetational changes in a permanent plot in a Danish coastal dune heath. *Annales Botanici Fennici* 26(4): 389-397.
- CLYMO, R. S. (1963): Ion exchange in *Sphagnum* and its relation to bog ecology. *Annals of Botany* 27: 309-324.
- COWLING, E., ERISMAN, J. W., SMEULDERS, S. M., HOLMAN, S. C. & NICHOLSON, B. M. (1998): Optimizing air quality management in Europe and North America: justification for integrated management of both oxidized and reduced forms of nitrogen. *Environmental Pollution* 102 (S1): 599-608.
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., KÜSTERS, S., ZIMMERLING, R. & JÄGER, H.-J. (1992): Konzentrationen und Flüsse reaktiver Stickstoffspezies in der bodennahen Atmosphäre - Messungen über landwirtschaftlichen Nutzflächen im Raume Braunschweig. *Braunschweiger naturkundliche Schriften* 4(1): 181-197.
- DAWSON, T. E., MAMBELLI, S., PLAMBOECK, A. H., TEMPLER, P. H. & TU, K. P. (2002): Stable isotopes in plant ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 507-559.
- DEISING, H. (1987): In vivo studies on the regulation of nitrate reductase in *Sphagnum* species. *Symposia Biologica Hungarica* 35: 59-69.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1989): Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen. Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. 65 S.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. Ulmer, Stuttgart. 683 S.

- DIERßEN, K. (1990): Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde). Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. 241 S.
- DIERßEN, K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. J. Cramer, Berlin, Stuttgart. 289 S.
- DIRKSE, G. M. & MARTAKIS, G. F. P. (1992): Effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. *Biological Conservation* 59: 155-161.
- DIRKSE, G. M. & VAN DOBBEN, H. F. (1989): Effects of experimental fertilization on forest undergrowth in young stands of Scots pine in Sweden. In: Sjögren, E. (Hrsg.): *Forests of the world: diversity and dynamics (abstracts)*. Uppsala, Stockholm. S. 62-64.
- DÜLL, R. (1980): Die Moose (Bryophyta) des Rheinlandes (Nordrhein-Westfalen, Bundesrepublik Deutschland). Naturhistorischer Verein der Rheinlande und Westfalens, Bonn. 365 S.
- DÜLL, R. (1991): Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. In: Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (Hrsg.): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Verlag Erich Goltze, Göttingen. S. 175-214.
- DÜLL, R. (1997): *Exkursionstaschenbuch der Moose*. IDH-Verlag, Bad Münstereifel. 280 S.
- DURING, H. J. & WILLEMS, J. H. (1986): The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953-1983. *Biological Conservation* 36: 143-158.
- ECKSTEIN, R. L. & KARLSSON, P. S. (1999): Recycling of nitrogen among segments of *Hylocomium splendens* as compared with *Polytrichum commune*: implications for clonal integration in an ectohydric bryophyte. *Oikos* 86: 87-96.
- EICHLER, F. & SCHULZ, D. (1998): The nitrogen reduction programme in the Federal Republic of Germany. *Environmental Pollution* 102 (S1): 609-617.
- ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne *Rubus*). In: Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (Hrsg.): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Erich Goltze KG, Göttingen. S. 9-166.

- ERISMAN, J. W., BRYDGES, T., BULL, K., COWLING, E., GRENNFELT, P., NORDBERG, L., SATAKE, K., SCHNEIDER, T., SMEULDERS, S., VAN DER HOEK, K. W., WISNIEWSKI, J. R. & WISNIEWSKI, J. (1998): Summary statement. Nitrogen, the confer-N-s. First international nitrogen conference, 23-27 march 1998. Noordwijkerhout, The Netherlands. *Environmental Pollution* 102 (S1): 3-12.
- FALLA, J., LAVAL-GILLY, P., HENRYON, M., MORLOT, D. & FERARD, J.-F. (2000): Biological air quality monitoring: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 627-644.
- FANGMEIER, A., HADWIGER-FANGMEIER, A., VAN DER EERDEN, L. & JÄGER, H.-J. (1994): Effects of atmospheric ammonia on vegetation - a review. *Environmental Pollution* 86: 43-82.
- FARMER, A. M., BATES, J. W. & BELL, J. N. B. (1991): Seasonal variations in acidic pollutant inputs and their effects on the chemistry of stemflow, bark and epiphyte tissues in three oak woodlands in N.W. Britain. *New Phytologist* 118: 441-451.
- FARMER, A. M., BATES, J. W., NIGEL, J. & BELL, B. (1992): Ecophysiological effects of acid rain on bryophytes and lichens. In: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (Hrsg.): *Bryophytes and lichens in a changing environment*. Clarendon Press, Oxford. S. 284-313.
- FERGUSON, P. & LEE, J. A. (1978): Effects of sulphur pollutants on the growth of *Sphagnum* species. *Environmental Pollution* 16: 151-162.
- FERGUSON, P., ROBINSON, R. N., PRESS, M. C. & LEE, J. A. (1984): Element concentrations in five *Sphagnum* species in relation to atmospheric pollution. *Journal of Bryology* 13: 107-114.
- FERREIRA, R. E. C. & WORMELL, P. (1971): Fertiliser response of vegetation on ultrabasic terraces on Rhum. *Transactions and Proceedings of the Botanical Society of Edinburgh* 41: 149-154.
- FLAIG, H. & MOHR, H. (1992): Assimilation of nitrate and ammonium by Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedling under conditions of high nitrogen supply. *Physiologia Plantarum* 84: 568-576.
- FRAHM, J.-P. (1975): Toxizitätsversuche an Wassermoosen. *Gewässer und Abwässer* 57/58: 59-66.

- FRAHM, J.-P. (1998): Moose als Bioindikatoren. Quelle & Meyer, Wiesbaden. 187 S.
- FRAHM, J.-P. (2001): Biologie der Moose. Spektrum, Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin. 357 S.
- FRAHM, J.-P. & KLAUS, D. (2001): Bryophytes as indicators of recent climate fluctuations in Central Europe. *Lindbergia* 25(2): 97-104.
- FREYER, H. D. (1978): Seasonal trends of NH_4^+ and NO_3^- nitrogen isotope composition in rain collected at Jülich, Germany. *Tellus* 30: 83-92.
- FREYER, H. D. (1991): Seasonal variation of $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios in atmospheric nitrate species. *Tellus* 43B: 30-44.
- FRICKE, W., BEILKE, S., BIEBER, E., UHSE, K. & WALLASCH, M. (1997): Ergebnisse täglicher Niederschlagsanalysen in Deutschland von 1982 bis 1995. Umweltbundesamt, Berlin. 452 S.
- FURNESS, S. B. & GRIME, J. P. (1982a): Growth rate and temperature responses in bryophytes. II. Comparative study of species of contrasted ecology. *Journal of Ecology* 70: 525-536.
- FURNESS, S. B. & GRIME, J. P. (1982b): Growth rate and temperature responses in bryophytes. I. An investigation of *Brachythecium rutabulum*. *Journal of Ecology* 70: 513-523.
- GALLOWAY, J. N. (1998): The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution* 102 (S1): 15-24.
- GALLOWAY, J. N. & COWLING, E. B. (2002): Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *Ambio* 31(2): 64-71.
- GALLOWAY, J. N., SCHLESINGER, W. H., LEVY II, H., MICHAELS, A. & SCHNOOR, J. L. (1995): Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement - environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9(2): 235-252.
- GARTEN, C. T., JR. (1992): Nitrogen isotope composition of ammonium and nitrate in bulk precipitation and forest throughfall. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 47: 33-45.

- GAUGER, T., KÖBLE, R. & SMIA TEK, G. (1999): Erfassung der nassen Deposition. In: Nagel, H.-D. & Gregor, H.-D. (Hrsg.): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical loads and levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer, Berlin [u.a.]. S. 171-194.
- GEBAUER, G., GIESEMANN, A., SCHULZE, E.-D. & JÄGER, H.-J. (1994): Isotope ratios and concentrations of sulfur and nitrogen in needles and soils of *Picea abies* stands as influenced by atmospheric deposition of sulfur and nitrogen compounds. Plant and Soil 164: 267-281.
- GEHRMANN, J., ANDREAE, H., FISCHER, U., LUX, W. & SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Arbeitskreis B der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II, BMVEL, Bonn. 94 S.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1986): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100.000. Blatt C 5106 Köln. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1987): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100.000. Blatt C 5506 Bonn. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1992): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100.000. Blatt C 5502 Aachen. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.
- GERDOL, R., BRAGAZZA, L., MARCHESINI, R., MEDICI, A., PEDRINI, P., BENEDETTI, S., BOVOLENTA, A. & COPPI, S. (2002): Use of moss (*Tortula muralis* Hedw.) for monitoring organic and inorganic air pollution in urban and rural sites in Northern Italy. Atmospheric Environment 36: 4069-4075.
- GILBERT, O. L. (1968): Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne Valley. New Phytologist 67: 15-30.
- GILBERT, O. L. (1970): A biological scale for the estimation of sulphur dioxide pollution. New Phytologist 69: 629-634.
- GLÄSSER, E. (1978): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 122/123 Köln-Aachen. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg. 52 S.

- GREVEN, H. (1992): Changes in the Dutch bryophyte flora and air pollution. J. Cramer, Berlin, Stuttgart. 237 S.
- GRUBB, P. J., FLINT, O. P. & GREGORY, S. C. (1969): Preliminary observations on the mineral nutrition of epiphytic mosses. Transactions of the British Bryological Society 5: 802-817.
- GUNNARSSON, U. & RYDIN, H. (2000): Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. New Phytologist 147: 527-537.
- HALLBÄCKEN, L. & ZHANG, L.-Q. (1998): Effects of experimental acidification, nitrogen addition and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden. Forest Ecology and Management 108: 201-213.
- HEATON, T. H. E. (1990): $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios of NO_x from vehicle engines and coal-fired power stations. Tellus 42B: 304-307.
- HEATON, T. H. E., SPIRO, B. & ROBERTSON, S. M. C. (1997): Potential canopy influences on the isotopic composition of nitrogen and sulphur in atmospheric deposition. Oecologia 109: 600-607.
- HERPIN, U., MARKERT, B. & LIETH, H. (1995): Monitoring der Schwermetallbelastung in der Bundesrepublik Deutschland mit Hilfe von Moosanalysen. Umweltbundesamt, Berlin. 161 S.
- HICKS, W. K., LEITH, I. D., WOODIN, S. J. & FOWLER, D. (2000): Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. Environmental Pollution 107: 367-376.
- HÖGBERG, P. (1997): ^{15}N natural abundance in soil-plant systems. Transley review no. 95. New Phytologist 137: 179-203.
- HUBER, A. (1998): Die Moose im Großraum Regensburg. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg. 683 S.
- HUTCHINSON, T. C. & SCOTT, M. G. (1988): The response of the feather moss, *Pleurozium schreberi*, to 5 years of simulated acid precipitation in the Canadian boreal forest. Canadian Journal of Botany 66: 82-88.

- INGERPUU, N., KULL, K. & VELLAK, K. (1998): Bryophyte vegetation in a wooded meadow: relationships with phanerogam diversity and responses to fertilization. *Plant Ecology* 134: 163-171.
- JÄPPINEN, J.-P. & HOTANEN, J.-P. (1990): Effect of fertilization on the abundance of bryophytes in two drained peatland forests in Eastern Finland. *Annales Botanici Fennici* 27: 93-108.
- JAUHIAINEN, J., SILVOLA, J. & VASANDER, H. (1998): Effects of increased carbon dioxide and nitrogen supply on mosses. In: Bates, J. W., Ashton, N. W. & Duckett, J. G. (Hrsg.): *Bryology for the twenty-first century*. Maney Publishing and the British Bryological Society, Leeds. S. 343-360.
- JAUHIAINEN, J., VASANDER, H. & SILVOLA, J. (1994): Response of *Sphagnum fuscum* to N deposition and increased CO₂. *Journal of Bryology* 18: 83-95.
- JEFFERIES, R. L. & MARON, J. L. (1997): The embarrassment of the riches: atmospheric deposition of nitrogen and community and ecosystem processes. *Tree* 12(2): 74-78.
- JONES, M. L. M., OXLEY, E. R. B. & ASHENDEN, T. W. (2002): The influence of nitrogen deposition, competition and desiccation on growth and regeneration of *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.) Brid. *Environmental Pollution* 120: 371-378.
- JÓNSDÓTTIR, I. S., CALLAGHAN, T. V. & LEE, J. A. (1995): Fate of added nitrogen in a moss-sedge Arctic community and effects of increased nitrogen deposition. *The Science of the Total Environment* 160/161: 677-685.
- JUNG, K., GEBAUER, G., GEHRE, M., HOFMANN, D., WEIßFLOG, L. & SCHÜÜRMAN, G. (1997): Anthropogenic impacts on natural nitrogen isotope variations in *Pinus sylvestris* stands in an industrially polluted area. *Environmental Pollution* 97(1-2): 175-181.
- KELLNER, O. (1993): Effects on associated flora of silvicultural nitrogen fertilization repeated at long intervals. *Journal of Applied Ecology* 30: 563-574.
- KELLNER, O. & MÄRSHAGEN, M. (1991): Effects of irrigation and fertilization on the ground vegetation in a 130-year-old stand of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 733-738.

- KÖBLE, R., GAUGER, T. & SMIAŁEK, G. (1999): Flächenhafte Gesamtdeposition. In: Nagel, H.-D. & Gregor, H.-D. (Hrsg.): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical loads and levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer, Berlin [u.a.]. S. 216-223.
- KÖBLE, R. & SPRANGER, T. (1999): Erfassung der Deposition. Definition und Kartierungsmethoden. In: Nagel, H.-D. & Gregor, H.-D. (Hrsg.): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical loads and levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer, Berlin [u.a.]. S. 167-171.
- KÖHLER, W., SCHACHTEL, G. & VOLESKE, P. (1995): Biostatistik: Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. Springer, Berlin [u.a.]. 285 S.
- KOPERSKI, M., SAUER, M., BRAUN, W. & GRADSTEIN, S. R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. Dokumentation unterschiedlicher taxonomischer Auffassungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 34: 1-519.
- KUYLENSTIERNA, J. C. I., HICKS, W. K., CINDERBY, S. & CAMBRIDGE, H. (1998): Critical loads for nitrogen deposition and their exceedance at European scale. *Environmental Pollution* 102 (S1): 591-598.
- LAMMEL, G. (1993): NO_x und Folgeprodukte in der Atmosphäre. *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 5(5): 281-285.
- LANGE, O. L. (1969): CO₂-Gaswechsel von Moosen nach Wasserdampfaufnahme aus dem Luftraum. *Planta (Berl.)* 89: 90-94.
- LARCHER, W. (1984): Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 403 S.
- LEBLANC, F. & DE SLOOVER, J. (1970): Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany* 48: 1485-1496.
- LEE, J. A. (1998): Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants. *Journal of Ecology* 86: 1-12.

- LEE, J. A., CAPORN, S. J. M., CARROLL, J., FOOT, J. P., JOHNSON, D., POTTER, L. & TAYLOR, A. F. S. (1998): Effects of ozone and atmospheric nitrogen deposition on bryophytes. In: Bates, J. W., Ashton, N. W. & Duckett, J. G. (Hrsg.): Bryology for the twenty-first century. Maney Publishing and the British Bryological Society, Leeds. S. 331-341.
- LEE, J. A., PRESS, M. C., WOODIN, S. J. & FERGUSON, P. (1987): Responses to acidic deposition in ombrotrophic mires in the U.K. In: Hutchinson, T. C. & Meema, K. M. (Hrsg.): Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems. Springer, Berlin, Heidelberg. S. 549-560.
- LEE, J. A. & STUDHOLME, C. J. (1992): Responses of *Sphagnum* species to polluted environments. In: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (Hrsg.): Bryophytes and lichens in a changing environment. Clarendon Press, Oxford. S. 314-332.
- LI, Y. & VITT, D. H. (1997): Patterns of retention and utilization of aerially deposited nitrogen in boreal peatlands. *Ecoscience* 4(1): 106-116.
- LIMPENS, J. & BERENDSE, F. (2003): Growth reduction of *Sphagnum magellanicum* subjected to high nitrogen deposition: the role of amino acid nitrogen concentration. *Oecologia* 135(3): 339-345.
- LONDO, G. (2002): Is *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst. increasing in The Netherlands ? *Lindbergia* 27(2): 63-70.
- LONGTON, R. E. & GREENE, S. W. (1969): The growth and reproductive cycle of *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. *Annals of Botany* 33: 83-105.
- LONGTON, R. E. & GREENE, S. W. (1979): Experimental studies of growth and reproduction in the moss *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. *Journal of Bryology* 10(3): 321-338.
- MÄGDEFRAU, K. (1982): Life-forms of bryophytes. In: Smith, A. J. E. (Hrsg.): Bryophyte ecology. Chapman and Hall, London, New York. S. 45-58.
- MALMER, N. (1988): Patterns in the growth and the accumulation of inorganic constituents in the *Sphagnum* cover on ombrothrophic bogs in Scandinavia. *Oikos* 53: 105-120.
- MALMER, N. (1990): Constant or increasing nitrogen concentrations in *Sphagnum* mosses on mires in Southern Sweden during the last few decades. *Aquilo Seria Botanica* 28: 57-65.

- MALYSHEVA, T. V. (1982): Response of some forest ground mosses to fertilizers. *Soviet Journal of Ecology* 12: 347-352.
- MARIOTTI, A. (1984): Natural ^{15}N abundance measurements and atmospheric nitrogen standard calibration. *Nature* 311: 251-252.
- MARSTALLER, R. (1993): Synsystematische Übersicht über die Moosgesellschaften Zentraleuropas. *Herzogia* 9(3-4): 513-541.
- MATTSSON, S. & LIDÉN, K. (1975): ^{137}Cs in carpets of the forest moss *Pleurozium schreberi*, 1961-1973. *Oikos* 26: 323-327.
- MICHELSSEN, A., QUARMBY, C., SLEEP, D. & JONASSON, S. (1998): Vascular plant ^{15}N natural abundance in heath and forest tundra ecosystems is closely correlated with presence and type of mycorrhizal fungi in roots. *Oecologia* 115(3): 406-418.
- MICKEL, S., BRUNSCHÖN, S. & FANGMEIER, A. (1991): Effects of nitrogen-nutrition on growth and competition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull. and *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *Angewandte Botanik* 65: 359-372.
- MICKIEWICZ, J. (1976): Influence of mineral fertilization on the biomass of moss. *Polish Ecological Studies* 2(4): 57-62.
- MOHR, H. & LEHN, H. (1994): Present views on the nitrogen cycle. In: Köhler, W. (Hrsg.): Leopoldina Symposium "The terrestrial nitrogen cycle as influenced by man": Halle (Saale), September 29, 1993, to October 1, 1993. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina, Halle (Saale), Leipzig. S. 11-26.
- MOHR, K. (1999): Passives Monitoring von Stickstoffeinträgen in Kiefernforsten mit dem Rotstengelmoos (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.). *Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie* 11(5): 267-274.
- MOORE, H. (1974): Isotopic measurement of atmospheric nitrogen compounds. *Tellus* 26(1-2): 169-174.
- MORECROFT, M. D., SELLERS, E. K. & LEE, J. A. (1994): An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grasslands. *Journal of Ecology* 82: 475-483.
- MORGAN, S. M., LEE, J. A. & ASHENDEN, T. W. (1992): Effects of nitrogen oxides on nitrate assimilation in bryophytes. *New Phytologist* 120: 89-97.

- MUHLE, H. (1984): Moose als Bioindikatoren. In: Schultze-Motel, W. (Hrsg.): Advances in Bryology 2. Strauss und Cramer, Vading. S. 65-89.
- MÜLLER-WESTERMEIER, G. (1996): Klimadaten von Deutschland, Zeitraum 1961-1990. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main. 431 S.
- NADELHOFFER, K., SHAVER, G., FRY, B., GIBLIN, A., JOHNSON, L. & MCKANE, R. (1996): ^{15}N natural abundance and N use by tundra plants. *Oecologia* 107: 386-394.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) (2000): Die Moose Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil. Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 512 S.
- NEBEL, M. & PHILIPPI, G. (Hrsg.) (2001): Die Moose Baden-Württembergs. Band 2: Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 529 S.
- NORDIN, A. & GUNNARSSON, U. (2000): Amino acid accumulation and growth of *Sphagnum* under different levels of N deposition. *Ecoscience* 7(4): 474-480.
- NORDIN, A., NÄSHOLM, T. & ERICSON, L. (1998): Effects of simulated N deposition on understorey vegetation of a boreal coniferous forest. *Functional Ecology* 12: 691-699.
- OHLSON, M., NORDIN, A. & NÄSHOLM, T. (1995): Accumulation of amino acids in forest plants in relation to ecological amplitude and nitrogen supply. *Functional Ecology* 9: 596-605.
- PAKARINEN, P. & RINNE, R. J. K. (1979): Growth rates and heavy metal concentrations of five moss species in paludified spruce forests. *Lindbergia* 5: 77-83.
- PEARSON, J. & STEWART, G. R. (1993): The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *Transley review* No. 56. *New Phytologist* 125: 283-305.
- PEARSON, J., WELLS, D., SELLER, K. J., BENNETT, A., SOARES, A., WOODALL, J. & INGROUILLE, J. (2000): Traffic exposure increases natural ^{15}N and heavy metal concentrations in mosses. *New Phytologist* 147: 317-326.
- PEÑUELAS, J. & ESTIARTE, M. (1997): Trends in plant carbon concentration and plant demand for N throughout this century. *Oecologia* 109: 69-73.

- PERSSON, H. (1981): The effect of fertilization and irrigation on the vegetation dynamics of a pine-heath ecosystem. *Vegetatio* 46: 181-192.
- PITCAIRN, C. E. R., FOWLER, D. & GRACE, J. (1995): Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *Environmental Pollution* 88: 193-205.
- PITCAIRN, C. E. R., LEITH, I. D., SHEPPARD, L. J., SUTTON, M. A., FOWLER, D., MUNRO, R. C., TANG, S. & WILSON, D. (1998): The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environmental Pollution* 102 (S1): 41-48.
- PITCAIRN, C. E. R., SKIBA, U. M., SUTTON, M. A., FOWLER, D., MUNRO, R. & KENNEDY, V. (2002): Defining the spatial impacts of poultry farm ammonia emissions on species composition of adjacent woodland groundflora using Ellenberg nitrogen index, nitrous oxide and nitric oxide emissions and foliar nitrogen as marker variables. *Environmental Pollution* 119: 9-21.
- POTTER, J. A., PRESS, M. C., CALLAGHAN, T. V. & LEE, J. A. (1995): Growth responses of *Polytrichum commune* and *Hylocomium splendens* to simulated environmental change in the sub-arctic. *New Phytologist* 131: 533-541.
- PRESCOTT, C. E., KUMI, J. W. & WEETMAN, G. F. (1995): Long-term effects of repeated N fertilization and straw application in a jack pine forest. 2. Changes in the ericaceous ground vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 25(12): 1984-1990.
- PRESS, M. C. & LEE, J. A. (1982): Nitrate reductase activity of *Sphagnum* species in the South Pennines. *New Phytologist* 92: 487-494.
- PRESS, M. C., WOODIN, S. J. & LEE, J. A. (1986): The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. *New Phytologist* 103: 45-55.
- PROCTOR, M. C. F. (1981): Physiological ecology of bryophytes. In: Schultze-Motel, W. (Hrsg.): *Advances in bryology* I. Cramer, Vaduz. S. 79-166.
- PROCTOR, M. C. F. (1982): Physiological ecology: water relations, light and temperature responses, carbon balance. In: Smith, A. J. E. (Hrsg.): *Bryophyte ecology*. Chapman and Hall, London, New York. S. 333-381.

- PROCTOR, M. C. F. (1984): Structure and ecological adaptation. In: Dyer, A. F. & Duckett, J. G. (Hrsg.): The experimental biology of bryophytes. Academic Press, London [u.a.]. S. 9-37.
- PROCTOR, M. C. F. (2000): Physiological ecology. In: Shaw, A. J. & Goffinet, B. (Hrsg.): Bryophyte biology. Cambridge University Press, Cambridge. S. 225-247.
- RAEYMAEKERS, G. (1987): Effects of simulated acidic rain and lead on the biomass, nutrient status, and heavy metal content of *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt. Journal of the Hattori Botanical Laboratory 63: 219-230.
- RINCON, E. (1988): The effect of herbaceous litter on bryophyte growth. Journal of Bryology 15(1): 209-217.
- RINCON, E. (1990): Growth responses of *Brachythecium rutabulum* to different litter arrangements. Journal of Bryology 16: 120-122.
- RINCON, E. & GRIME, J. P. (1989): An analysis of seasonal patterns of bryophyte growth in a natural habitat. Journal of Ecology 77: 447-455.
- ROBINSON, D. (2001): $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. Trends in Ecology and Evolution 16(3): 153-162.
- ROCHEFORT, L. & VITT, D. H. (1988): Effects of simulated acid rain on *Tomenthypnum nitens* and *Scorpidium scorpioides* in a rich fen. Bryologist 91: 121-129.
- RODENKIRCHEN, H. (1992): Effects of acidic precipitation, fertilization and liming on the ground vegetation in coniferous forests of Southern Germany. Water, Air, and Soil Pollution 61: 279-294.
- ROELOFS, J. G. M. (1986): The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. Experientia 42: 372-376.
- ROSS, H. B. (1990): On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. Water, Air, and Soil Pollution 50: 63-76.
- RUDOLPH, H. & VOIGT, J. U. (1986): Effects of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. Physiologia Plantarum 66: 339-343.
- RÜHLING, Å. (2002): A European survey of atmospheric heavy metal deposition in 2000-2001. Environmental Pollution 120: 23-25.

- RUSSELL, S. (1984): Growth measurement in bryophytes: a case study. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 56: 147-157.
- RUSSELL, S. (1988): Measurement of bryophyte growth. 1. Biomass (harvest) techniques. In: Glime, J. M. (Hrsg.): *Methods in bryology. Proceedings of the bryological methods workshop 17-23 July 1987 in Mainz, Germany. The Hattori Botanical Laboratory, Nichinan. S.* 249-257.
- SACHS, L. (1999): *Angewandte Statistik: Anwendung statistischer Methoden.* Springer, Berlin [u.a.]. 881 S.
- SCHATZMANN, M. (1994): Belastung von Böden und Gewässern durch diffuse Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre. *Staub - Reinhaltung der Luft* 54: 229-232.
- SCHOLZ, P. (2000): Katalog der Flechten und flechtenbewohnenden Pilze Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 31: 1-298.
- SCHULZ, H., GEHRE, M., HOFMANN, D. & JUNG, K. (2001): Nitrogen isotope ratios in pine bark as an indicator of N emissions from anthropogenic sources. *Environmental Monitoring and Assessment* 69: 283-297.
- SCHULZ, H., JUNG, K. & GEHRE, M. (2000): Effects of N inputs on natural isotope variations of nitrogen in various compartments of Scots Pine stands. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 36(4): 357.
- SCHULZE, E.-D., CHAPIN III, F. S. & GEBAUER, G. (1994): Nitrogen nutrition and isotope differences among life forms at the northern tree-line of Alaska. *Oecologia* 100: 406-412.
- SIMOLA, L. K. (1975): The effect of several amino acids and some inorganic nitrogen sources on the growth of *Sphagnum nemoreum*. *Physiologia Plantarum* 35: 194-199.
- SIMON, T. (1987): The leaf-area index of three moss species (*Tortula ruralis*, *Ceratodon purpureus*, and *Hypnum cupressiforme*). In: Pócs, T., Simon, T., Tuba, Z. & Podani, J. (Hrsg.): *Proceedings of the IAB conference of bryoecology Budapest-Vácrátót, Hungary 5-10 August, 1985.* Akadémiai Kiadó, Budapest. S. 699-706.
- SKEFFINGTON, R. A. & WILSON, E. J. (1988): Excess nitrogen deposition: issues for consideration. *Environmental Pollution* 54: 159-184.

- SKRE, O. & OECHEL, W. C. (1979): Moss production in a black spruce *Picea mariana* forest with permafrost near Fairbanks, Alaska, as compared with two permafrost-free stands. *Holarctic Ecology* 2: 249-254.
- SOARES, A. & PEARSON, J. (1997): Short-term physiological responses of mosses to atmospheric ammonium and nitrate. *Water, Air, and Soil Pollution* 93: 225-242.
- SÖDERLUND, R., GRANAT, L. & ROHDE, H. (1985): Nitrate in precipitation - a presentation of data from the European Air Chemistry Network (EACN), Stockholm: 68 S.
- SOKAL, R. & ROHLF, F. J. (1995): Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Company, New York. 887 S.
- STEUBING, L. (1992): Air pollution effects on heathland. In: McKenzie, D. H., Hyatt, D. E. & McDonald, V. J. (Hrsg.): Ecological indicators. Elsevier Applied Science, London, New York. S. 841-864.
- STEWART, G. R., AIDAR, M. P. M., JOLY, C. A. & SCHMIDT, S. (2002): Impact of point source pollution on nitrogen isotope signatures ($\delta^{15}\text{N}$) of vegetation in SE Brazil. *Oecologia* 131(3): 468-472.
- SVENSSON, G. K. & LIDÉN, K. (1965): The quantitative accumulation of $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ and $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ in carpets of forest moss. *Health Physics* 11: 1033-1042.
- TAMM, C. O. (1953): Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut* 43(1): 1-140.
- THOMAS, W., RÜHLING, Å. & SIMON, H. (1984): Accumulation of airborne pollutants (PAH, chlorinated hydrocarbons, heavy metals) in various plant species and humus. *Environmental Pollution (Series A)* 36: 295-310.
- THÖNI, L. (1998): Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz. Moosanalysen 1990/1995. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern. 119 S.
- TREMP, H. (1992): Einsatz submerser Bryophyten als Bioindikatoren in versauerten Fließgewässern des Schwarzwaldes. In: Kohler, A. & Arndt, U. (Hrsg.): Bioindikatoren für Umweltbelastungen. Neue Aspekte und Entwicklungen. Verlag Josef Margraf, Weikersheim. S. 143-158.
- UMWELTBUNDESAMT (2002a): Umweltdaten Deutschland 2002. Umweltbundesamt, Berlin. 60 S.

- UMWELTBUNDESAMT (2002b): Jahresbericht 2001 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes. Umweltbundesamt, Berlin. 179 S.
- VAN BREEMEN, N. & VAN DIJK, H. F. G. (1988): Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in The Netherlands. *Environmental Pollution* 54: 249-274.
- VAN DER EERDEN, L. J., DUECK, T. A., BERDOWSKI, J. J. M., GREVEN, H. & VAN DOBBEN, H. F. (1991): Influence of NH_3 and $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ on heathland vegetation. *Acta Botanica Neerlandica* 40(4): 281-296.
- VAN DER HEIJDEN, E., JAUHIAINEN, J., SILVOLA, J., VASANDER, H. & KUIPER, P. J. C. (2000): Effects of elevated atmospheric CO_2 concentration and increased nitrogen deposition on growth and chemical composition of ombrotrophic *Sphagnum balticum* and oligo-mesotrophic *Sphagnum papillosum*. *Journal of Bryology* 22: 175-182.
- VAN DER HOEK, K., ERISMAN, J. W., SMEULDERS, S., WISNIEWSKI, J. R. & WISNIEWSKI, J. (Hrsg.) (1998): Nitrogen, the confer-N-s. First international nitrogen conference, 23-27 march 1998. Noordwijkerhout, The Netherlands. *Environmental Pollution* 102 (S1). Elsevier, Amsterdam [u.a.]. 796 S.
- VAN DOBBEN, H. F., TER BRAAK, C. J. F. & DIRKSE, G. M. (1999): Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *Forest Ecology and Management* 114: 83-95.
- VAN TOOREN, B. F., BAUDEWIJN, O., DURING, H. J. & BOBBINK, R. (1990a): Regeneration of species richness in the bryophyte layer of Dutch chalk grasslands. *Lindbergia* 16: 153-160.
- VAN TOOREN, B. F., VAN DAM, D. & DURING, H. J. (1990b): The relative importance of precipitation and soil as sources of nutrients for *Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske in a chalk grassland. *Functional Ecology* 4: 101-107.
- VIRTANEN, R., JOHNSTON, A. E., CRAWLEY, M. J. & EDWARDS, G. R. (2000): Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. *Plant Ecology* 151: 129-141.
- VISKARI, E.-L., REKILÄ, R., ROY, S., LETHO, O., RUUSKANEN, J. & KÄRENLAMPI, L. (1997): Airborne pollutants along a roadside: assessment using snow analysis and moss bags. *Environmental Pollution* 97(1-2): 153-160.

- VITOUSEK, P. M., ABER, J. D., HOWARTH, R. W., LIKENS, J. E., MATSON, P. A., SCHINDLER, D. W., SCHLESINGER, W. H. & TILMAN, D. G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7(3): 737-750.
- VITT, D. H., WIEDER, K., HALSEY, L. A. & TURETSKY, M. (2003): Response of *Sphagnum fuscum* to nitrogen deposition: a case study of ombrogenous peatlands in Alberta, Canada. *The Bryologist* 106(2): 235-245.
- WEBER, M. G. & VAN CLEVE, K. (1981): Nitrogen dynamics in the forest floor of interior Alaska black spruce ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 11: 743-751.
- WEGENER, J. W. M., VAN SCHAIK, M. J. M. & AIKING, H. (1992): Active biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons by means of mosses. *Environmental Pollution* 76: 15-18.
- WELLS, J. M. & BROWN, D. H. (1996): Mineral nutrient recycling within shoots of the moss *Rhytidiadelphus squarrosus* in relation to growth. *Journal of Bryology* 19: 1-17.
- WINKLER, P. (1985): Verfahren der Depositionsmessung. *Staub - Reinhaltung der Luft* 45(6): 256-260.
- WINKLER, S. (1977): Flechten und Moose als Bioindikatoren. In: Frey, W., Hurka, H. & Oberwinkler, F. (Hrsg.): Beiträge zur Biologie der niederen Pflanzen: Systematik, Stammesgeschichte, Ökologie. Fischer, Stuttgart, New York. S. 155-176.
- WIRTH, V. (1991): Zeigerwerte von Flechten. In: Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (Hrsg.): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Erich Goltze KG, Göttingen. S. 215-237.
- WIRTH, V. (1995): Die Flechten Baden-Württembergs. Teil 1. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 527 S.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim). 765 S.
- WOODIN, S. J. & FARMER, A. M. (1993): Impacts of sulphur and nitrogen deposition on sites and species of nature conservation importance in Great Britain. *Biological Conservation* 63: 23-30.
- WOODIN, S. J. & LEE, J. A. (1987): The effects of nitrate, ammonium and temperature on nitrate reductase activity in *Sphagnum* species. *New Phytologist* 105: 103-115.

- WOODIN, S. J., PRESS, M. C. & LEE, J. A. (1985): Nitrate reductase activity in *Sphagnum fuscum* in relation to wet deposition of nitrate from the atmosphere. *New Phytologist* 99: 381-388.
- WOOLGROVE, C. E. & WOODIN, S. J. (1996): Current and historical relationships between the tissue nitrogen content of a snowbed bryophyte and nitrogenous air pollution. *Environmental Pollution* 91(3): 283-288.
- ZECHMEISTER, H. G. (1994): Biomonitoring der Schwermetalldepositionen mittels Moosen in Österreich. Umweltbundesamt, Wien. 168 S.
- ZECHMEISTER, H. G. (1995): Growth rates of five pleurocarpous moss species under various climatic conditions. *Journal of Bryology* 18(3): 455-468.
- ZECHMEISTER, H. G. (1997): Schwermetalldeposition in Österreich erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 1995). Umweltbundesamt, Wien. 145 S.
- ZECHMEISTER, H. G. (1998): Annual growth of four pleurocarpous moss species and their applicability for biomonitoring heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment* 52: 441-451.
- ZECHMEISTER, H. G., GRODZINSKA, K. & SZAREK-LUKASZEWSKA, G. (2003a): Bryophytes. In: Markert, B. A., Breure, A. M. & Zechmeister, H. G. (Hrsg.): *Bioindicators / Biomonitoring* (principles, assessment, concepts). Elsevier, Amsterdam. S. 329-375.
- ZECHMEISTER, H. G. & RISS, A. (2003): Schwermetalldepositionen in Österreich. *Aufsammlungen 2000*. Umweltbundesamt, Wien. Im Druck.
- ZECHMEISTER, H. G., SCHMITZBERGER, I., STEURER, B., PETERSEIL, J. & WRBKA, T. (2003b): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114(2): 165-177.
- ZECHMEISTER, H. G., TRIBSCH, A., MOSER, D., PETERSEIL, J. & WRBKA, T. (2003c): Biodiversity 'hot spots' for bryophytes in landscapes dominated by agriculture in Austria. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 94: 159-167.

14 Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1 a-c: Stickstoffgehalte von <i>Scleropodium purum</i> über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.....	20
Abb. 3.2 a-c: Sprosslängendifferenzen von <i>Scleropodium purum</i> über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.	22
Abb. 3.3 a-c: Astlängendifferenzen von <i>Scleropodium purum</i> über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.	24
Abb. 3.4 a-c: Astzahldifferenzen von <i>Scleropodium purum</i> über vier Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei Verbindungen und jeweils vier Konzentrationen. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen.	26
Abb. 4.1 a-f: Normierte Stickstoffgehalte ($N_{\text{norm.}}$) von <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> , <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> und <i>Scleropodium purum</i> über 12 Monate Versuchsdauer bei Stickstoffdüngung in drei unterschiedlichen Verbindungen. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit 95 %-Konfidenzintervallen.....	37
Abb. 4.2: Absolute Stickstoffgehalte von <i>Brachythecium rutabulum</i> (Br), <i>Hylocomium splendens</i> (Hs), <i>Pleurozium schreberi</i> (Ps), <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> (Rs), <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> (Rt) und <i>Scleropodium purum</i> (Sp) in der Kontrolle zwischen Juni 2000 und Juni 2001. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung.	39
Abb. 5.1: Schematische Darstellung eines Transplantationsgefäßes	49
Abb. 5.2: Velmerstot; Transplantationsgefäße, Bulk- und Niederschlagssammler	50
Abb. 5.3: Glindfeld; Transplantationsgefäße, Messmast und Wetterhütte	50
Abb. 5.4 a-f: Stickstoffgehalte der zwischen August 2000 und August 2001 an den Stationen Velmerstot und Glindfeld standardisiert ausgebrachten Pflanzen von <i>Brachythecium rutabulum</i> , <i>Hylocomium splendens</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> , <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Dargestellt sind Mittelwerte aus drei Parallelen (Ausnahme: 8/00 (Nullprobe): sieben Parallelen) mit 95 %-Konfidenzintervallen.....	55
Abb. 5.5 a-c: $\delta^{15}\text{N}$ von <i>Hylocomium splendens</i> , <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> und <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> , Nullprobe und Messung nach 12 Monaten Expositionsdauer an den Stationen Velmerstot und Glindfeld. Dargestellt sind Mittelwerte aus sechs Parallelen mit 95 %-Konfidenzintervallen.	56
Abb. 5.6 a-b: $\delta^{15}\text{N}$ der zwischen August 2000 und August 2001 an den Stationen Velmerstot und Glindfeld standardisiert ausgebrachten Pflanzen von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Dargestellt sind Mittelwerte aus 6 Parallelen mit 95 %-Konfidenzintervallen.....	57

- Abb. 6.1: *Pleurozium schreberi*, Differenzen zwischen den Stickstoffgehalten des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen (N_{Diff}). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokaltäten entsprechend Tabelle 6.1. 67
- Abb. 6.2: *Pleurozium schreberi*, Differenzen zwischen dem $\delta^{15}\text{N}$ des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen ($\delta^{15}\text{N}_{\text{Diff}}$). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokaltäten entsprechend Tabelle 6.1..... 67
- Abb. 6.3: *Scleropodium purum*, Differenzen zwischen den Stickstoffgehalten des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen (N_{Diff}). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokaltäten entsprechend Tabelle 6.2. 69
- Abb. 6.4: *Scleropodium purum*, Differenzen zwischen dem $\delta^{15}\text{N}$ des Herbarmaterials und der aktuellen Aufsammlungen ($\delta^{15}\text{N}_{\text{Diff}}$). Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung. Sterne kennzeichnen Signifikanzniveaus des Unterschieds zwischen Herbarprobe und aktueller Aufsammlung. Kürzel für die Lokaltäten entsprechend Tabelle 6.2..... 69
- Abb. 6.5: *Pleurozium schreberi*, Zusammenhang zwischen Höhe und Stickstoffgehalt. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression. 70
- Abb. 6.6: *Scleropodium purum*, Zusammenhang zwischen Höhe und Stickstoffgehalt. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression. 71
- Abb. 6.7: *Pleurozium schreberi*, Zusammenhang zwischen Höhe und $\delta^{15}\text{N}$. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression. 71
- Abb. 6.8: *Scleropodium purum*, Zusammenhang zwischen Höhe und $\delta^{15}\text{N}$. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen. Kurvenanpassung durch nichtlineare Regression. 72
- Abb. 6.9: Beziehung zwischen den Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind die Regressionsgerade, die Geradengleichung sowie der Korrelationskoeffizient mit Signifikanzniveau..... 73
- Abb. 6.10: Beziehung zwischen dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind die Regressionsgerade, die Geradengleichung sowie der Korrelationskoeffizient mit Signifikanzniveau. 73
- Abb. 7.1: Lage der acht LÖBF-Messstationen in Nordrhein-Westfalen..... 83
- Abb. 7.2 a-b: Stickstoffgehalte in Sprossabschnitten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit 95%-Konfidenzintervallen. Bei Übereinstimmungen von Buchstaben sind Unterschiede nicht signifikant..... 89
- Abb. 7.3 a-b: $\delta^{15}\text{N}$ in Sprossabschnitten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus sieben Parallelen mit 95%-Konfidenzintervallen. Bei Übereinstimmungen von Buchstaben sind Unterschiede nicht signifikant..... 90
- Abb. 7.4 a-b: Zusammenhang zwischen N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung. ... 92

- Abb. 7.5 a-b: Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung..... 93
- Abb. 7.6 a-b: Zusammenhang zwischen NO_3^- -N-Deposition und Stickstoffgehalten von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung..... 94
- Abb. 7.7 a-b: Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung. ... 96
- Abb. 7.8 a-b: Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N/ NO_3^- -N-Verhältnis und dem $\delta^{15}\text{N}$ von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung..... 97
- Abb. 7.9 a-b: Zusammenhang zwischen der N-Deposition und dem annuellen Biomassezuwachs von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*. Dargestellt sind Mittelwerte aus fünf Parallelen mit einfacher Standardabweichung, die Regressionsgerade sowie die Geradengleichung. 99
- Abb. 8.1 a-d: Iversheim, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten. 115
- Abb. 8.2 a-d: Kakushöhle, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten. 118
- Abb. 8.3 a-d: Kreuzberg, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 12 (a) bzw. 18 (b-d) Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei bzw. vier Aufnahmezeitpunkten..... 121
- Abb. 8.4 a-b: Mayschoss, Vegetationsveränderungen in den zwei Düngungsflächen über 12 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei Aufnahmezeitpunkten. 123
- Abb. 8.5 a-d: Großer Ölberg/Blockhalde, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten. 126
- Abb. 8.6 a-d: Großer Ölberg/Steinbruch, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 12 (a) bzw. 18 (b-d) Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei bzw. vier Aufnahmezeitpunkten. 129
- Abb. 8.7 a-b: Perlenhardt, Vegetationsveränderungen in den zwei Düngungsflächen über 12 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den drei Aufnahmezeitpunkten. 131
- Abb. 8.8 a-d: Wahner Heide, Vegetationsveränderungen in der Kontroll- sowie den drei Düngungsflächen über 18 Monate Beobachtungsdauer. Dargestellt sind die Frequenzen der einzelnen Arten zu den vier Aufnahmezeitpunkten. 134

15 Tabellenverzeichnis

Tab. 3.1: Niederschlag und Bulk-Deposition an der Station Rott/Freiland, Messjahr 1999 sowie Mittelwerte aus 1996-1999 (Datenquelle: LÖBF NRW).....	16
Tab. 3.2: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung (V), Düngekonzentration (K) und Zeit (Z) sowie ihrer Wechselwirkungen auf die Variablen Stickstoffgehalt, Sprosslänge, Astlänge und Astzahl von <i>Scleropodium purum</i> . Signifikanzniveaus nach der mehrfaktoriellen Varianzanalyse.	19
Tab. 3.3: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung (V), Düngekonzentration (K) und Zeit (Z) sowie ihrer Wechselwirkungen auf die Variablen Stickstoffgehalt, Sprosslänge, Astlänge und Astzahl von <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2) und prozentuale Anteile erklärter Varianz [%].	19
Tab. 4.1: Übersicht über die Arten des Freiland-Düngungsexperiments mit Angaben zu Lebensform, Zeigerwerten und besiedelten Habitaten.....	32
Tab. 4.2: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung und Zeit sowie ihrer Wechselwirkung auf die Stickstoffgehalte der sechs untersuchten Arten. Signifikanzniveaus nach den zweifaktoriellen Varianzanalysen.	35
Tab. 4.3: Einfluss der Faktoren Düngeverbindung (V) und Zeit (Z) sowie ihrer Wechselwirkung auf die Stickstoffgehalte der sechs untersuchten Arten. Modellgüte (R^2) und prozentuale Anteile erklärter Varianz [%].	35
Tab. 5.1: Niederschlag und Bulk-Deposition an den Stationen Velmerstot und Glindfeld, Daten des Untersuchungszeitraums sowie fünfjährige Mittelwerte (Datenquelle: LÖBF NRW).	48
Tab. 5.2: Temperaturverhältnisse in den Gefäßen, Messzeitraum 10.08.00 bis 30.08.01.	52
Tab. 5.3: Luftfeuchteverhältnisse in den Gefäßen, Messzeitraum 10.08.00 bis 25.08.01.	52
Tab. 5.4: N-Konzentrationsunterschiede der sechs Arten zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Signifikanzniveaus zum letzten Beprobungstermin (8/01).....	53
Tab. 5.5: Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ von <i>Hylocomium splendens</i> , <i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> und <i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Signifikanzniveaus nach zwölfmonatiger Expositionsdauer.....	57
Tab. 5.6: Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> zwischen den beiden Untersuchungsgebieten. Signifikanzniveaus nach zwölfmonatiger Expositionsdauer.	58
Tab. 6.1: <i>Pleurozium schreberi</i> , Übersicht über die gesammelten Lokalitäten mit Sammeljahr des Herbarmaterials, Stickstoffgehalt und $\delta^{15}\text{N}$ jeweils des Herbarmaterials (alt) sowie der aktuellen Aufsammlung (akt.). Werte der aktuellen Aufsammlungen sind Mittel aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung.	66
Tab. 6.2: <i>Scleropodium purum</i> , Übersicht über die gesammelten Lokalitäten mit Sammeljahr des Herbarmaterials, Stickstoffgehalt und $\delta^{15}\text{N}$ jeweils des Herbarmaterials (alt) sowie der aktuellen Aufsammlung (akt.). Werte der aktuellen Aufsammlungen sind Mittel aus sieben Parallelen mit einfacher Standardabweichung.	68

Tab. 7.1: Messstationen der LÖBF mit naturräumlicher Zugehörigkeit und Meereshöhe. Daten zu Niederschlag und Bulk-Deposition für das Beprobungsjahr sowie Mittelwerte für den Zeitraum 1999-2001 (Datenquelle: LÖBF NRW).....	84
Tab. 7.2: Verhältnis von Ammonium- zu Nitratdeposition an den Messstationen. Quotienten für das Beprobungsjahr sowie für die Mittelwerte des Zeitraums 1999-2001	85
Tab. 7.3: Daten zu den annuellen Zuwächsen von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> im Evaluierungsgebiet. Sprosslängen [mm] der Jahrestriebe und Altabschnitte..	88
Tab. 7.4: Daten zu den annuellen Zuwächsen von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> in den acht Untersuchungsgebieten. Längen der Jahrestriebe [mm].	91
Tab. 7.5: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen N-Deposition und Stickstoffgehalten von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.....	92
Tab. 7.6: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und Stickstoffgehalten von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.....	93
Tab. 7.7: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NO_3^- -N-Deposition und Stickstoffgehalten von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.....	94
Tab. 7.8: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N-Deposition und dem $\delta^{15}\text{N}$ von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.....	96
Tab. 7.9: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen NH_4^+ -N/ NO_3^- -N-Verhältnis und dem $\delta^{15}\text{N}$ von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.....	97
Tab. 7.10: Daten zur Biomasseproduktion [$\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$] von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> in den acht Untersuchungsgebieten.	98
Tab. 7.11: Lineare Regressionen für den Zusammenhang zwischen der N-Deposition und dem annuellen Biomassezuwachs von <i>Pleurozium schreberi</i> und <i>Scleropodium purum</i> . Modellgüte (R^2), prozentuale Anteile erklärter Varianz und Signifikanz.....	99
Tab. 7.12: Korrelationen zwischen Wuchsdaten, Deposition, Niederschlag und Höhe. Koeffizienten nach Pearson mit Signifikanzen. $n = 8$ für die paarweisen Vergleiche. Der jeweils obere Koeffizient in einem Feld bezieht sich auf <i>Pleurozium schreberi</i> , der untere auf <i>Scleropodium purum</i>	100
Tab. 8.1: Übersicht zu den Dauerbeobachtungsflächen.....	112
Tab. 8.2: Veränderungen der Moosartenzahl in den Dauerflächen zwischen dem ersten und letzten Aufnahmetermin. +: Artenzahlzunahme; =: Artenzahl konstant; Zeichen in Klammern: Beobachtungszeitraum auf 12 Monate verkürzt.	136

Anhang

A: Düngungsexperiment im Klimaschrank

B: Experimentelle Ermittlung geeigneter Monitorarten

C: Standardisierte Transplantation

D: Untersuchung zur historischen Veränderung der Deposition

E: Betrachtung regionaler Depositionsunterschiede

F: Experimentelle Untersuchungen zur Konkurrenz

Anhang A: Düngungsexperiment im Klimaschrank

Tab. A1: Modifizierte Knop's Lösung zur Deckung des Grundnährstoffbedarfs.

Verbindung	Konzentration [mmol]
KCL	1,3
NH ₄ NO ₃	18,7
MgSO ₄	0,4
KH ₂ PO ₄	3,7
CaSO ₄	0,2

Tab. A 2: Spurenelemente (2 ml auf 1 l Lösung).

Verbindung	Konzentration [mmol]
H ₃ BO ₃	43,4
MnCl ₂ x 4 H ₂ O	6,0
ZnSO ₄ x 7 H ₂ O	0,8
MoO ₃	0,08
CuSO ₄ x 5 H ₂ O	0,3

Tab. A3: Fe-EDTA-Komplex (2 ml auf 1 l Lösung).

Verbindung	Konzentration [mmol]
FeCl ₃	5,0
EDTA	5,0

Tab. A 4: Ergebnisse der mehrfaktoriellen Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Variable	Verbindung	Konzentration	Zeit	V x K	V x Z
Stickstoffgehalt	1,491E-04	1,690E-03	1,665E-02	2,524E-04	04,075E-04
Sprosslänge	3,356E-02	2,976E-02	0,108	7,386E-02	9,359E-03
Astlänge	0,440	1,849	68,731	4,064	0,868
Astzahl	0,560	0,889	19,168	1,885	0,558

Variable	Z x K	V x Z x K	Fehler	Total	FG
Stickstoffgehalt	1,150E-03	5,694E-04	2,152E-02	4,276E-02	2,4,4,8,8,16,32,288,362
Sprosslänge	1,187E-02	2,834E-02	0,664	0,963	2,4,4,8,8,16,32,288,362
Astlänge	0,691	1,584	24,073	102,759	2,4,4,8,8,16,32,288,362
Astzahl	0,614	2,088	17,553	43,508	2,4,4,8,8,16,32,288,362

Tab. A 5: a) Stickstoffgehalte (N_{abs.} [% TG]), b) mittlere Sprosslängen [mm], c) mittlere Astlängen [mm], d) mittlere Astzahl; die erste Ziffer bei Probe gibt die Variante an, wobei 0: Kontrolle, 1-4: (NH₄)₂SO₄-Varianten, 5-8: KNO₃-Varianten, 9-12: NH₄NO₃-Varianten; die zweite Ziffer bezeichnet die Parallele.

a)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
0/1	1,725	-	1,516	1,301	1,532
0/2	1,554	1,160	1,470	0,993	0,908
0/3	1,152	1,562	1,703	1,190	1,158
0/4	1,155	1,790	1,512	1,346	0,944
0/5	1,500	1,473	1,165	1,434	1,090
1/1	1,725	1,177	1,331	1,038	1,083
1/2	1,554	1,683	1,264	0,989	0,860
1/3	1,152	1,446	1,091	1,066	0,952
1/4	1,155	1,428	1,131	1,026	1,085
1/5	1,500	1,496	1,196	1,197	0,989
2/1	1,725	1,606	1,367	1,129	0,955
2/2	1,554	1,519	1,245	1,192	1,020
2/3	1,152	1,507	1,499	1,189	0,983
2/4	1,155	1,745	1,305	1,188	0,996
2/5	1,500	1,614	1,466	1,219	1,055
3/1	1,725	1,607	1,362	1,260	1,080

b)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
0/1	17,8	18,8	18,4	17,6	18,8
0/2	20,0	21,1	21,1	21,5	20,7
0/3	18,1	19,5	19,2	19,0	19,4
0/4	19,4	19,6	19,4	19,7	21,0
0/5	19,5	20,6	20,5	20,5	20,3
1/1	19,3	20,6	19,7	19,6	19,9
1/2	19,5	20,6	20,2	20,1	20,4
1/3	19,6	19,8	20,0	20,3	20,3
1/4	19,1	19,3	19,5	19,7	19,7
1/5	19,5	20,2	19,4	19,2	19,5
2/1	19,5	20,2	19,3	20,7	19,1
2/2	20,2	21,2	20,6	21,1	20,9
2/3	19,4	21,0	21,6	23,3	21,3
2/4	19,9	20,8	20,8	20,7	21,2
2/5	19,5	20,8	20,6	20,7	20,7
3/1	19,6	20,1	20,1	20,2	20,3

Fortsetzung

a)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
3/2	1,554	1,361	1,248	1,029	0,972
3/3	1,152	1,536	1,161	1,252	1,089
3/4	1,155	1,443	1,169	1,070	1,274
3/5	1,500	1,326	1,980	1,395	1,157
4/1	1,725	1,798	1,470	1,978	-
4/2	1,554	1,873	1,502	1,049	1,065
4/3	1,152	1,373	1,342	-	1,255
4/4	1,155	1,620	1,900	1,545	1,161
4/5	1,500	1,520	1,276	1,961	1,092
5/1	1,725	1,304	0,675	1,058	0,935
5/2	1,554	1,281	-	0,961	0,886
5/3	1,152	1,624	-	1,261	0,957
5/4	1,155	1,277	-	0,935	0,957
5/5	1,500	2,104	-	1,271	1,131
6/1	1,725	1,456	0,971	0,894	1,147
6/2	1,554	1,724	1,411	1,077	0,974
6/3	1,152	1,400	1,080	0,947	0,837
6/4	1,155	1,735	1,363	1,219	1,097
6/5	1,500	1,863	1,697	1,391	1,008
7/1	1,725	1,488	1,306	0,901	1,258
7/2	1,554	1,401	1,262	0,986	1,176
7/3	1,152	1,273	1,373	1,122	0,947
7/4	1,155	1,401	1,133	1,057	0,951
7/5	1,500	1,555	1,440	1,106	1,276
8/1	1,725	1,495	1,973	1,356	1,204
8/2	1,554	1,469	-	1,240	1,311
8/3	1,152	1,332	1,249	1,009	0,885
8/4	1,155	1,432	1,178	1,243	1,257
8/5	1,500	2,201	1,502	1,075	1,122
9/1	1,725	1,483	1,152	1,156	1,009
9/2	1,554	1,784	-	1,092	1,008
9/3	1,152	1,488	-	1,314	1,148
9/4	1,155	1,445	-	1,267	0,995
9/5	1,500	0,795	1,182	1,039	1,289
10/1	1,725	1,297	-	0,918	0,964
10/2	1,554	1,449	-	1,139	1,041
10/3	1,152	1,349	1,340	1,068	0,992
10/4	1,155	1,381	-	1,072	0,983
10/5	1,500	1,373	1,247	1,049	1,016
11/1	1,725	1,161	1,488	2,068	0,998
11/2	1,554	1,580	1,349	1,181	0,965
11/3	1,152	1,230	1,263	1,205	1,370
11/4	1,155	1,448	1,493	1,051	0,863
11/5	1,500	1,385	1,436	1,173	0,911
12/1	1,725	1,276	1,189	-	1,219
12/2	1,554	1,620	1,805	1,421	1,143
12/3	1,152	1,229	1,504	1,423	1,225
12/4	1,155	1,522	1,469	1,173	1,304
12/5	1,500	1,454	1,331	1,117	0,914

b)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
3/2	20,5	20,8	20,9	21,1	21,2
3/3	19,6	20,3	20,9	20,4	20,8
3/4	19,6	20,4	22,1	23,8	20,1
3/5	19,8	20,5	20,2	19,5	19,5
4/1	18,8	20,6	21,6	21,2	21,1
4/2	19,7	19,6	19,3	19,5	19,7
4/3	20,4	22,0	22,3	23,4	22,2
4/4	19,1	19,0	18,8	18,6	19,0
4/5	21,2	21,4	21,5	23,9	21,2
5/1	20,5	21,2	20,8	20,7	20,9
5/2	20,1	21,2	21,0	21,1	21,2
5/3	19,9	20,3	20,2	20,0	20,3
5/4	21,0	21,5	21,7	22,0	22,1
5/5	18,7	19,9	19,6	20,0	19,8
6/1	18,8	21,2	21,1	21,4	21,3
6/2	19,6	21,2	20,8	20,4	23,9
6/3	18,5	20,1	19,6	19,0	19,1
6/4	18,8	20,0	19,8	19,6	19,2
6/5	18,1	18,8	18,4	18,5	18,7
7/1	19,1	20,0	20,2	22,5	23,6
7/2	19,1	20,6	20,8	20,3	20,3
7/3	18,6	19,2	21,8	21,4	22,4
7/4	19,1	19,9	19,7	19,8	20,1
7/5	18,4	18,2	18,6	18,3	18,1
8/1	18,8	20,6	20,1	20,2	20,1
8/2	20,1	21,0	21,9	21,9	21,8
8/3	19,9	20,2	20,6	20,8	21,0
8/4	19,1	20,0	19,8	19,8	19,6
8/5	19,1	19,8	20,0	19,6	19,9
9/1	19,1	20,6	21,6	21,7	21,7
9/2	18,2	19,3	19,4	18,9	19,3
9/3	20,7	20,9	21,0	21,3	21,5
9/4	19,7	20,8	20,9	20,7	20,2
9/5	19,3	20,4	20,0	19,7	20,6
10/1	18,7	19,0	19,4	19,7	19,8
10/2	18,6	19,5	19,8	19,9	19,7
10/3	19,4	20,7	20,6	20,8	20,4
10/4	18,7	20,1	20,2	20,2	20,0
10/5	19,0	19,6	19,4	19,4	19,2
11/1	18,4	20,1	20,1	19,7	19,9
11/2	18,7	19,5	19,5	19,7	19,5
11/3	19,4	20,0	18,5	18,6	18,5
11/4	20,1	19,8	18,9	18,9	19,0
11/5	18,9	18,9	18,3	18,3	18,4
12/1	20,4	20,4	20,8	20,3	20,4
12/2	19,3	20,2	19,8	21,4	22,9
12/3	19,6	20,4	20,5	20,3	20,1
12/4	19,2	19,6	19,4	19,3	19,5
12/5	19,1	18,2	17,9	17,7	17,8

c)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
0/1	15,0	9,7	15,4	25,0	40,6
0/2	19,6	19,9	20,4	36,0	47,3
0/3	19,6	19,8	30,4	59,0	77,8
0/4	10,7	9,1	13,2	21,8	38,7
0/5	19,9	19,0	23,5	38,6	46,8
1/1	8,1	11,1	21,3	38,1	70,5
1/2	10,0	8,5	21,1	31,0	46,6
1/3	17,1	15,9	23,0	37,8	46,5
1/4	22,5	25,7	31,8	43,9	66,5
1/5	19,3	16,4	15,3	23,6	32,6
2/1	15,2	9,1	18,1	35,0	57,7
2/2	16,9	15,7	22,6	39,6	41,5
2/3	22,9	25,7	50,7	67,7	100,6
2/4	12,5	7,6	12,5	21,3	34,8
2/5	21,6	20,6	30,5	48,8	65,4
3/1	26,8	21,4	31,1	47,4	65,3
3/2	18,5	21,0	31,1	38,8	59,1
3/3	21,0	19,2	33,2	42,3	56,2
3/4	12,7	13,4	27,4	52,3	66,0
3/5	20,0	19,9	29,6	48,1	61,9
4/1	16,9	18,9	36,2	60,4	81,6
4/2	11,9	11,1	21,9	38,9	52,0
4/3	17,0	20,8	30,5	56,9	76,9
4/4	16,8	16,9	19,4	39,9	53,3
4/5	29,4	28,5	38,2	53,0	88,4
5/1	19,7	19,6	35,9	43,8	52,7
5/2	21,4	21,7	44,7	55,1	72,5
5/3	31,2	26,8	36,7	46,6	60,4
5/4	24,1	23,9	30,9	46,2	66,5
5/5	19,4	17,9	24,1	38,9	52,0
6/1	12,8	17,6	33,4	52,9	73,3
6/2	19,0	20,5	26,4	54,8	55,4
6/3	17,5	21,4	30,9	52,5	59,1
6/4	22,3	20,5	21,1	37,5	45,6
6/5	10,8	16,8	17,6	24,9	54,1
7/1	16,2	18,7	19,6	26,0	35,7
7/2	15,8	24,2	39,1	62,3	80,1
7/3	8,5	13,4	23,9	37,6	47,1
7/4	16,6	23,8	34,0	45,0	61,6
7/5	12,6	13,3	19,1	31,2	40,5
8/1	11,4	17,2	29,2	44,7	62,7
8/2	18,3	17,8	21,0	45,0	66,1
8/3	17,0	25,4	52,6	76,0	105,8
8/4	17,7	14,3	28,6	40,3	73,9
8/5	22,5	25,2	30,8	47,0	64,5
9/1	13,6	13,9	21,6	32,0	43,9
9/2	12,6	20,2	19,4	31,5	55,8
9/3	33,2	35,4	37,1	50,5	68,3
9/4	19,0	24,1	20,6	44,9	70,1

d)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
0/1	2,8	2,0	2,8	2,8	3,3
0/2	3,4	3,2	3,4	4,2	5,4
0/3	3,6	3,4	5,0	6,4	6,4
0/4	2,4	1,8	2,6	3,4	4,4
0/5	3,2	3,4	4,0	4,6	4,8
1/1	1,4	1,8	3,0	3,6	6,4
1/2	2,0	1,4	3,4	3,0	4,0
1/3	3,0	2,4	3,6	4,4	4,6
1/4	3,6	3,8	4,4	4,6	6,2
1/5	3,0	2,4	2,4	3,8	3,8
2/1	2,6	1,4	2,2	2,8	4,4
2/2	3,2	3,0	3,6	4,8	4,5
2/3	3,8	3,6	5,8	6,0	10,8
2/4	2,2	1,4	2,0	2,6	4,0
2/5	3,6	3,2	4,2	4,8	6,6
3/1	4,4	3,4	4,6	5,0	6,6
3/2	2,6	2,6	3,2	2,8	4,6
3/3	3,8	2,8	4,6	4,6	4,8
3/4	2,6	2,4	3,8	4,6	4,6
3/5	3,4	3,4	4,4	5,2	5,2
4/1	2,4	3,4	4,4	5,6	7,0
4/2	2,2	2,2	2,6	2,6	3,8
4/3	3,0	3,6	4,2	5,2	6,2
4/4	2,8	2,8	2,6	4,2	5,0
4/5	4,6	4,2	4,4	5,6	8,6
5/1	3,0	3,0	4,2	3,6	4,4
5/2	3,8	4,2	6,2	5,4	7,4
5/3	4,4	4,0	3,8	4,4	5,4
5/4	3,4	3,6	4,4	4,4	5,2
5/5	3,6	2,8	3,2	3,6	4,6
6/1	2,2	2,8	4,4	5,4	6,2
6/2	3,4	3,4	3,6	6,6	6,8
6/3	3,0	3,0	4,2	5,0	5,2
6/4	4,0	3,2	3,4	4,4	5,2
6/5	2,2	3,4	3,6	5,0	5,8
7/1	2,6	3,0	2,6	3,4	4,4
7/2	2,4	4,2	4,6	6,0	8,4
7/3	1,8	2,8	3,6	4,0	4,6
7/4	3,0	3,8	4,6	4,6	6,6
7/5	2,0	2,0	2,6	3,4	3,8
8/1	2,0	3,4	3,8	5,2	7,6
8/2	2,8	3,2	3,0	4,8	7,2
8/3	3,2	4,8	6,2	7,6	11,8
8/4	3,0	2,6	4,3	4,3	8,3
8/5	3,8	4,4	5,0	6,0	8,0
9/1	2,8	2,6	3,2	3,6	4,2
9/2	2,4	3,4	3,2	3,2	5,2
9/3	4,8	4,6	4,8	5,4	7,6
9/4	3,4	3,6	3,4	5,8	7,8

Fortsetzung

c)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
9/5	14,4	18,5	25,1	39,0	53,0
10/1	18,0	23,4	34,7	51,0	63,1
10/2	18,4	20,9	37,9	55,5	65,0
10/3	22,0	24,5	41,2	67,3	99,2
10/4	21,3	23,0	29,8	54,9	74,1
10/5	21,6	16,1	25,0	35,6	51,6
11/1	16,7	18,7	26,0	40,9	56,6
11/2	19,7	19,5	27,8	49,5	68,3
11/3	15,3	14,0	12,5	27,0	27,1
11/4	18,2	13,5	12,8	16,7	14,6
11/5	23,3	18,0	17,5	26,0	34,7
12/1	19,9	11,7	25,4	37,5	38,7
12/2	24,2	19,2	30,7	37,7	48,8
12/3	18,2	15,9	28,4	44,2	58,8
12/4	19,7	15,2	21,0	28,7	32,7
12/5	23,9	12,8	13,7	22,4	27,4

d)	Monate				
Probe	0	1	2	3	4
9/5	2,6	3,4	3,4	4,6	5,4
10/1	3,6	4,2	4,6	5,6	6,4
10/2	3,0	3,2	4,6	5,0	5,8
10/3	3,6	3,8	4,4	5,8	9,4
10/4	3,6	3,8	4,0	5,4	7,8
10/5	3,8	2,8	3,4	4,2	5,8
11/1	3,0	3,0	3,2	4,2	5,8
11/2	3,4	3,4	3,6	5,4	6,8
11/3	2,6	2,4	2,2	3,8	3,6
11/4	3,8	3,0	2,4	3,2	3,4
11/5	4,4	3,6	3,4	4,2	5,0
12/1	4,0	2,2	4,4	4,4	4,4
12/2	3,8	3,2	5,0	5,0	5,2
12/3	3,4	3,0	4,0	4,0	4,4
12/4	3,4	2,6	3,4	3,6	3,6
12/5	4,0	2,2	2,4	3,2	3,4

Anhang B: Experimentelle Ermittlung geeigneter Monitorarten

Tab. B 1: Übersicht über die geografische Lage der Untersuchungsgebiete.

Art	Ortsbeschreibung	TK25 (Nr.)	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Höhe ü. NN [m]
<i>Brachythecium rutabulum</i>	sö Reimerzhoven	5408	7°00'29.0''E	50°31'08.0''N	160
<i>Hylocomium splendens</i>	sö Reimerzhoven	5408	7°00'29.0''E	50°31'08.0''N	160
<i>Pleurozium schreberi</i>	nw Kreuzberg	5407	6°57'29.0''E	50°30'54.0''N	220
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	nw Kreuzberg	5407	6°57'29.0''E	50°30'54.0''N	220
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	ö Altenahr	5407	6°59'51.0''E	50°31'04.0''N	160
<i>Scleropodium purum</i>	ö Altenahr	5407	6°59'51.0''E	50°31'04.0''N	160

Tab. B 2: Ergebnisse der zweifaktoriellen Varianzanalysen; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Verbindung	Zeit	V x Z	Fehler	Total	FG
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0,00993	0,028240	0,005583	0,010360	0,05385	4,3,12,117,136
<i>Hylocomium splendens</i>	0,02222	0,006087	0,003134	0,012320	0,04377	4,3,12,120,139
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,01364	0,011300	0,002623	0,005199	0,03276	4,3,12,120,139
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	0,01285	0,007216	0,003153	0,008243	0,03150	4,3,12,119,138
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	0,01340	0,007060	0,003262	0,004473	0,02830	4,3,11,109,127
<i>Scleropodium purum</i>	0,01309	0,012780	0,006933	0,008715	0,04144	4,3,12,115,134

Tab. B 3: Stickstoffgehalte (N_{abs.} [% TG]) der sechs Arten des Dauerflächenexperiments; Artnamen abgekürzt; die erste Ziffer bei Probe gibt die Variante (Verbindung) an, die zweite die Parallele.

Probe	Monate				
	0	3	6	9	12
Br 0/1	1,766	2,622	1,390	1,492	1,912
Br 0/2	1,786	2,551	2,205	1,376	1,633
Br 0/3	1,666	2,420	2,288	1,620	1,684
Br 0/4	1,705	2,642	2,452	1,656	1,406
Br 0/5	1,734	2,205	1,785	1,362	1,602
Br 0/6	1,905	2,300	2,549	1,335	1,290
Br 0/7	1,735	2,789	1,787	1,728	1,677
Br 1/1	1,354	2,683	3,456	2,329	2,373
Br 1/2	1,645	2,893	3,234	2,439	2,634
Br 1/3	1,619	3,003	3,582	2,196	2,924
Br 1/4	1,958	2,692	3,294	2,001	2,653
Br 1/5	2,155	3,431	3,162	1,878	2,260
Br 1/6	1,810	2,996	3,235	2,188	2,128
Br 1/7	1,683	2,701	3,491	2,122	2,798
Br 2/1	1,809	3,324	2,784	2,205	2,062
Br 2/2	2,061	2,550	2,791	1,858	2,119
Br 2/3	1,977	3,885	3,557	1,825	2,183
Br 2/4	-	3,501	2,592	2,089	2,671
Br 2/5	1,921	2,371	2,274	2,758	1,955
Br 2/6	2,133	3,445	2,634	2,085	2,095
Br 2/7	1,713	3,129	2,879	1,999	2,273
Br 3/1		2,490	3,625	2,118	2,421
Br 3/2	1,525	3,064	2,587	2,112	2,250
Br 3/3	1,628	2,280	2,110	2,003	2,296

Probe	Monate				
	0	3	6	9	12
Hs 0/1	2,056	1,544	1,406	0,967	0,840
Hs 0/2	1,827	1,442	1,388	0,970	1,080
Hs 0/3	1,811	1,540	1,680	0,907	1,221
Hs 0/4	0,567	1,668	1,219	1,097	1,143
Hs 0/5	1,473	1,673	1,455	1,169	1,261
Hs 0/6	1,653	1,150	1,263	1,127	0,880
Hs 0/7	1,521	1,155	1,212	0,863	0,846
Hs 1/1	1,633	1,891	1,939	1,453	1,976
Hs 1/2	1,695	2,153	1,349	2,064	2,004
Hs 1/3	1,488	2,039	2,418	1,780	1,767
Hs 1/4	1,982	2,381	2,206	2,622	1,584
Hs 1/5	1,302	2,057	1,588	1,788	1,542
Hs 1/6	1,862	2,063	2,082	1,669	1,519
Hs 1/7	1,670	1,886	2,015	2,037	1,867
Hs 2/1	1,701	1,985	1,812	1,794	1,462
Hs 2/2	1,457	2,380	2,366	2,131	1,656
Hs 2/3	2,133	2,316	1,461	1,491	1,458
Hs 2/4	1,221	1,668	1,798	1,465	1,405
Hs 2/5	1,938	2,513	1,767	1,555	1,376
Hs 2/6	1,790	1,779	1,811	1,650	1,343
Hs 2/7	1,909	2,359	1,733	1,488	1,463
Hs 3/1	1,819	2,609	2,294	1,756	1,985
Hs 3/2	2,557	2,097	2,221	1,819	2,330
Hs 3/3	1,871	2,886	2,251	1,860	2,029

Fortsetzung

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Br 3/4	-	2,712	3,090	2,041	2,282
Br 3/5	1,307	3,569	2,934	2,000	2,532
Br 3/6	1,445	2,957	2,903	2,084	2,637
Br 3/7	1,447	2,223	2,848	2,080	2,276

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Hs 3/4	2,539	2,704	2,176	1,619	2,240
Hs 3/5	2,193	2,420	2,332	1,932	2,419
Hs 3/6	2,087	2,484	1,992	1,799	1,773
Hs 3/7	2,472	2,694	2,032	1,695	2,111

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Ps 0/1	0,989	1,454	0,981	0,963	1,034
Ps 0/2	1,022	1,103	0,809	1,063	1,096
Ps 0/3	0,937	1,288	1,415	1,023	1,277
Ps 0/4	0,929	1,004	1,084	0,971	1,488
Ps 0/5	0,941	1,184	1,078	1,268	1,260
Ps 0/6	0,830	1,077	0,942	0,948	1,212
Ps 0/7	0,770	1,214	1,157	0,951	1,019
Ps 1/1	1,180	1,685	1,746	2,089	1,947
Ps 1/2	0,956	1,748	1,997	1,878	1,932
Ps 1/3	0,983	1,496	1,517	1,732	1,719
Ps 1/4	1,232	1,229	1,928	1,748	1,832
Ps 1/5	1,095	1,597	1,832	2,040	1,803
Ps 1/6	1,177	1,582	2,007	2,101	1,754
Ps 1/7	1,166	1,491	1,961	2,072	1,736
Ps 2/1	0,973	1,334	1,254	1,458	1,976
Ps 2/2	1,032	1,457	1,644	1,494	1,696
Ps 2/3	1,101	1,450	1,585	1,522	1,564
Ps 2/4	1,024	1,420	1,656	1,493	1,510
Ps 2/5	1,045	1,565	1,481	1,594	1,393
Ps 2/6	1,075	1,502	1,502	1,466	1,498
Ps 2/7	1,154	1,415	1,605	1,604	1,448
Ps 3/1	1,147	1,687	1,690	1,844	1,898
Ps 3/2	1,062	1,686	1,742	1,903	1,828
Ps 3/3	1,066	1,424	1,827	1,609	2,051
Ps 3/4	1,083	1,786	1,646	1,783	1,867
Ps 3/5	1,077	1,472	1,787	1,553	1,840
Ps 3/6	1,229	1,728	1,884	1,831	2,042
Ps 3/7	1,170	1,718	1,707	1,872	2,369

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Rs 0/1	1,231	1,283	1,881	1,152	1,225
Rs 0/2	0,968	1,572	1,596	1,140	1,488
Rs 0/3	1,415	1,503	1,109	1,002	1,701
Rs 0/4	1,167	1,065	1,976	1,225	1,320
Rs 0/5	1,076	1,624	0,989	1,169	1,213
Rs 0/6	1,384	1,204	1,283	1,125	1,139
Rs 0/7	1,190	1,107	1,103	1,091	1,404
Rs 1/1	1,258	1,536	1,467	1,838	2,196
Rs 1/2	0,973	1,588	1,644	2,367	1,751
Rs 1/3	1,098	2,050	1,919	1,644	1,857
Rs 1/4	1,147	1,849	3,868	1,895	1,757
Rs 1/5	1,205	1,923	2,222	1,432	2,011
Rs 1/6	1,122	1,867	1,740	1,662	1,815
Rs 1/7	1,269	1,549	2,058	1,824	1,574
Rs 2/1	1,401	1,800	2,224	1,546	2,003
Rs 2/2	1,649	2,064	2,035	1,665	1,967
Rs 2/3	1,875	1,866	2,352	1,649	2,007
Rs 2/4	1,757	2,166	1,998	2,042	1,890
Rs 2/5	1,481	1,699	1,829	1,608	1,786
Rs 2/6	1,541	1,730	2,256	1,536	1,712
Rs 2/7	1,412	2,001	1,772	1,560	1,924
Rs 3/1	1,462	2,046	2,180	1,916	1,443
Rs 3/2	1,257	1,844	3,078	1,904	1,880
Rs 3/3	1,675	1,968	2,257	1,964	1,705
Rs 3/4	1,551	1,974	2,387	2,200	1,734
Rs 3/5	1,424	2,189	2,136	2,003	2,024
Rs 3/6	1,272	2,341	1,778	2,123	1,681
Rs 3/7	1,444	2,092	2,141	1,932	1,909

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Rt 0/1	1,035	0,991	1,416	0,990	0,886
Rt 0/2	0,932	1,235	0,905	1,045	0,979
Rt 0/3	0,891	1,079	1,049	1,050	0,932
Rt 0/4	0,943	1,164	1,145	0,979	0,901
Rt 0/5	1,195	1,098	0,959	1,000	0,712
Rt 0/6	1,126	1,169	1,036	0,948	0,906
Rt 0/7	1,012	0,908	1,146	0,922	0,631
Rt 1/1	1,058	1,833	1,564	1,818	-
Rt 1/2	1,298	1,471	1,915	-	-

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Sp 0/1	1,217	1,136	1,180	1,333	1,033
Sp 0/2	0,890	1,420	1,041	1,137	1,059
Sp 0/3	1,166	2,090	1,186	1,104	1,221
Sp 0/4	0,991	1,372	1,310	0,976	0,717
Sp 0/5	1,044	1,423	1,151	0,947	0,877
Sp 0/6	0,972	1,130	1,064	1,183	1,040
Sp 0/7	1,015	1,153	1,313	1,274	0,961
Sp 1/1	1,082	1,226	2,206	1,998	2,286
Sp 1/2	1,547	1,127	1,958	2,366	1,685

Anhang B

Fortsetzung

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Rt 1/3	1,108	1,768	2,003	1,745	-
Rt 1/4	0,956	1,768	2,199	-	-
Rt 1/5	0,962	2,084	1,755	-	-
Rt 1/6	1,165	1,483	1,779	-	-
Rt 1/7	1,146	1,562	2,296	-	-
Rt 2/1	1,100	1,537	1,559	1,332	1,477
Rt 2/2	0,950	1,608	1,720	1,382	1,409
Rt 2/3	1,358	1,608	1,491	1,433	1,366
Rt 2/4	1,225	1,393	1,578	1,403	1,445
Rt 2/5	1,182	1,605	1,538	1,454	1,474
Rt 2/6	1,006	1,832	1,835	1,380	1,413
Rt 2/7	1,397	1,463	1,558	1,391	1,231
Rt 3/1	1,112	1,397	1,813	1,470	1,601
Rt 3/2	0,879	1,650	1,818	1,589	1,643
Rt 3/3	1,109	2,047	1,915	1,659	1,598
Rt 3/4	1,056	1,406	1,698	1,546	2,304
Rt 3/5	1,227	1,577	1,626	1,596	1,859
Rt 3/6	1,226	1,512	1,672	1,508	1,491
Rt 3/7	1,178	1,711	1,758	1,471	1,515

	Monate				
Probe	0	3	6	9	12
Sp 1/3	1,443	2,131	2,177	2,025	1,651
Sp 1/4	0,989	1,723	2,191	2,123	1,910
Sp 1/5	1,172	1,193	2,049	2,237	-
Sp 1/6	1,403	1,068	2,073	2,156	-
Sp 1/7	1,170	1,240	2,548	2,416	-
Sp 2/1	1,092	1,830	1,827	1,668	2,127
Sp 2/2	0,960	1,517	1,785	1,556	1,561
Sp 2/3	1,141	1,383	1,879	1,937	1,688
Sp 2/4	1,245	1,232	1,870	1,563	1,654
Sp 2/5	1,121	2,028	1,944	1,614	1,659
Sp 2/6	1,279	1,635	1,847	-	1,639
Sp 2/7	0,975	1,905	1,737	-	1,858
Sp 3/1	1,013	1,598	1,989	1,815	2,432
Sp 3/2	0,921	1,772	2,291	1,444	1,600
Sp 3/3	1,340	1,398	1,867	1,607	1,844
Sp 3/4	1,359	1,621	1,835	1,909	1,396
Sp 3/5	0,946	1,813	1,858	1,886	1,836
Sp 3/6	0,860	1,758	1,846	1,869	1,570
Sp 3/7	0,819	1,723	1,888	1,879	2,062

Anhang C: Standardisierte Transplantation

Tab. C 1: Geografische Lage der Messstationen mit Meereshöhe und Gebietsexposition.

Station	TK25 (Nr.)	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Höhe ü. NN [m]	Exposition
Velmerstot	4119	8°57'04.0''E	51°49'53.0''N	420	Westen
Glindfeld	4718	8°41'02.0''E	51°13'20.0''N	470	Osten

Tab. C 2: Übersicht über die Entnahmestellen für das Transplantationsexperiment.

Art	TK25 (Nr.)	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Höhe ü. NN [m]	Entnahmestelle
<i>Brachythecium rutabulum</i>	5303	6°16'23.0''E	50°40'11.0''N	520	Exponierte Wegböschung
<i>Hylocomium splendens</i>	5505	6°37'35.0''E	50°29'05.0''N	460	Exponierte Wegböschung
<i>Pleurozium schreberi</i>	5303	6°16'45.0''E	50°39'53.0''N	560	Randbereich Fichtenforst
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	5303	6°17'04.0''E	50°39'39.0''N	580	Ungedüngte Mähwiese
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	5505	6°37'35.0''E	50°29'05.0''N	460	Beschattete Wegböschung
<i>Scleropodium purum</i>	5303	6°16'23.0''E	50°40'11.0''N	520	Brachfläche

Tab. C 3: Stickstoffgehalte (N_{abs.} [% TG]) der Nullprobe; Artnamen abgekürzt.

Art	Parallele						
	1	2	3	4	5	6	7
Br	1,106	1,242	1,159	1,108	1,032	1,184	1,010
Hs	1,755	1,338	1,368	1,813	1,213	1,967	1,153
Ps	1,559	0,776	1,008	1,545	1,234	0,864	1,251
Rs	1,801	1,957	0,860	1,654	1,241	1,293	1,078
Rt	2,241	2,086	2,000	2,308	2,086	1,685	1,747
Sp	1,164	0,853	0,703	0,631	0,591	1,172	1,289

Tab. C 4: Stickstoffgehalte (N_{abs.} [% TG]) der vierteljährlichen Beprobungen; V: Velmerstot, G: Glindfeld; Artnamen abgekürzt; die letzte Ziffer bei Probe gibt jeweils die Parallele an.

Beprobungstermin					Beprobungstermin				
Probe	11/00	3/01	6/01	8/01	Probe	11/00	3/01	6/01	8/01
VBr1	1,649	1,956	1,650	1,839	VRs1	1,544	1,553	1,362	1,533
VBr2	1,704	1,814	1,733	1,675	VRs2	1,467	1,522	1,485	1,464
VBr3	1,722	1,875	-	1,739	VRs3	1,627	1,510	1,075	1,396
GBr1	1,284	1,568	1,455	1,226	GRs1	1,518	1,487	0,981	1,093
GBr2	1,209	1,413	1,396	1,219	GRs2	1,457	1,393	1,054	1,057
GBr3	1,295	1,447	1,353	-	GRs3	1,123	-	0,985	1,071
VHs1	1,791	1,494	1,332	1,542	VRt1	2,131	1,867	1,409	1,590
VHs2	1,654	1,467	1,376	1,657	VRt2	1,938	1,687	1,423	1,667
VHs3	1,868	1,463	1,266	1,642	VRt3	1,541	1,382	1,652	1,671
GHs1	1,516	1,437	1,057	1,174	GRt1	1,847	2,031	1,752	1,209
GHs2	1,535	1,294	1,016	1,165	GRt2	1,883	1,739	1,581	1,294
GHs3	1,617	1,398	1,147	1,166	GRt3	1,631	2,111	1,511	1,315
VPs1	1,809	1,764	1,624	1,693	VSp1	1,426	1,049	1,181	1,444

Fortsetzung

Probe	Beprobungstermin			
	11/00	3/01	6/01	8/01
VPs2	1,826	1,858	1,510	1,740
VPs3	1,944	1,928	1,383	1,726
GPs1	1,643	1,404	1,346	1,344
GPs2	1,396	1,599	1,289	1,276
GPs3	1,567	1,538	1,224	1,359

Probe	Beprobungstermin			
	11/00	3/01	6/01	8/01
VSp2	1,488	1,026	1,151	1,416
VSp3	-	-	-	-
GSp1	1,665	1,303	0,859	0,971
GSp2	1,458	1,462	0,986	0,999
GSp3	1,514	1,325	0,911	1,021

Tab. C 5: $\delta^{15}\text{N}$ [‰] von *Hylocomium splendens*, *Rhytidiadelphus squarrosus* und *Rhytidiadelphus triquetrus*; V: Velmerstot, G: Glindfeld; Artnamen abgekürzt; die letzte Ziffer bei Probe gibt jeweils die Parallele an.

Probe	Beprobungstermin	
	8/00	8/01
VHs1	-3,651	-5,404
VHs2	-3,796	-5,984
VHs3	-3,582	-6,196
VHs4	-3,973	-5,975
VHs5	-3,415	-6,298
VHs6	-3,824	-6,137
GHs1	-3,651	-5,091
GHs2	-3,796	-4,500
GHs3	-3,582	-4,858
GHs4	-3,973	-3,882
GHs5	-3,415	-5,879
GHs6	-3,824	-5,227
VRs1	-4,236	-6,245
VRs2	-4,933	-5,683
VRs3	-4,300	-6,283
VRs4	-4,973	-5,850
VRs5	-4,708	-5,799
VRs6	-3,924	-6,184

Probe	Beprobungstermin	
	8/00	8/01
GRs1	-4,236	-4,449
GRs2	-4,933	-5,285
GRs3	-4,300	-5,300
GRs4	-4,973	-4,431
GRs5	-4,708	-5,173
GRs6	-3,924	-4,637
VRt1	-5,838	-8,264
VRt2	-6,159	-7,217
VRt3	-5,377	-6,488
VRt4	-6,173	-6,773
VRt5	-5,830	-7,203
VRt6	-6,454	-8,238
GRt1	-5,838	-4,930
GRt2	-6,159	-3,972
GRt3	-5,377	-5,294
GRt4	-6,173	-5,355
GRt5	-5,830	-6,066
GRt6	-6,454	-4,652

Tab. C 6: $\delta^{15}\text{N}$ [‰] von *Pleurozium schreberi* und *Scleropodium purum*; V: Velmerstot, G: Glindfeld; Artnamen abgekürzt; die letzte Ziffer bei Probe gibt jeweils die Parallele an.

Probe	Beprobungstermin				
	8/00	11/00	3/01	6/01	8/01
VPs1	-4,954	-4,502	-4,305	-4,380	-7,499
VPs2	-4,633	-4,025	-4,420	-4,857	-6,372
VPs3	-4,500	-3,832	-4,955	-5,109	-6,787
VPs4	-4,201	-3,504	-5,538	-5,134	-6,219
VPs5	-4,981	-3,815	-4,603	-4,945	-6,388
VPs6	-5,012	-4,285	-5,046	-4,638	-6,179
GPs1	-4,954	-3,833	-5,012	-4,073	-5,561
GPs2	-4,633	-3,586	-4,369	-4,559	-4,903
GPs3	-4,500	-3,862	-5,027	-5,097	-4,910
GPs4	-4,201	-3,077	-5,048	-4,608	-5,156
GPs5	-4,981	-3,793	-4,854	-4,954	-4,606
GPs6	-5,012	-	-4,412	-4,136	-5,381

Probe	Beprobungstermin				
	8/00	11/00	3/01	6/01	8/01
VSp1	-5,066	-5,244	-7,479	-5,946	-6,865
VSp2	-4,530	-4,244	-6,630	-6,184	-7,292
VSp3	-5,440	-4,446	-5,373	-6,342	-7,015
VSp4	-4,768	-5,176	-5,135	-6,285	-6,937
VSp5	-6,323	-	-	-	-
VSp6	-5,364	-	-	-	-
GSp1	-5,066	-3,475	-5,218	-4,919	-5,840
GSp2	-4,530	-2,865	-6,025	-5,553	-5,980
GSp3	-5,440	-3,688	-5,066	-6,118	-5,878
GSp4	-4,768	-4,218	-3,145	-6,256	-5,250
GSp5	-6,323	-5,299	-2,662	-5,228	-6,149
GSp6	-5,364	-5,190	-3,503	-5,124	-5,416

Anhang D: Untersuchung zur historischen Veränderung der Deposition

Tab. D 1: Historische Proben von *Pleurozium schreberi*; MSTR: Herbarium des Westfälischen Museums für Naturkunde, Münster; NHV: Herbarium des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens, Bonn; Angaben auf den Herbarbelegen; Reihenfolge der Fundorte wie im Text.

Herbar	Fundort	Datum	Sammler	Zusätzliche Angaben
MSTR	Hohe Eifel, Heidekopf bei Jünkerath, am oberen Rande des Moores auf einer trockenen Waldlichtung, ca. 590m	11.10.1931	H. Andres	Florae Rhenanae 847
MSTR	Nordeifel, Olefgebiet: Hohe Straßenböschung im Fichtenwald oberhalb Platisshof bei Hellental, ca. 480m	07.04.1932	H. Andres	Florae Rhenanae 848
MSTR	Westerwald. Montabaurer Höhe : an den Sandgruben am Wildmerskopf, unter Fichten. ca. 390m	07.01.1930	H. Andres	Florae Rhenanae 544
NHV	Godesburg, Kottenforst	31.01.1928	-	-
NHV	Sauerland, Pottweg (?) bei Medebach	12.05.1915	-	-
MSTR	Auf Waldboden vor den Bruchhauser Steinen	03.10.1887	(H. Müller)	Flora von Westfalen
NHV	Nürburg, Eifel. An felsigem Hang.	08.07.1866	H. Brasch	-
MSTR	Münster, Liebesinsel	12/1897	H. Brockhausen	No. 911d
MSTR	Jägerhäuschen bei Telgte	-	Libeau	-
MSTR	Bei Lippstadt im Winter gesammelt	-	H. Müller	Westfalens Laubmoose 243
MSTR	Sommerberg des Solling	3/1862	C. Beckhaus	-
MSTR	Rheine, auf Waldboden	10/1914	H. Brockhausen	-

Tab. D 2: Historische Proben von *Scleropodium purum*; MSTR: Herbarium des Westfälischen Museums für Naturkunde, Münster; NHV: Herbarium des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und Westfalens, Bonn; Angaben auf den Herbarbelegen; Reihenfolge der Fundorte wie im Text.

Herbar	Fundort	Datum	Sammler	Zusätzliche Angaben
MSTR	Eifel, Kondelwald: Bengel „Auf Alem“ in der Nähe der Kondelstraße unter hohen Fichten, ca. 300m, Schiefer	07.04.1929	H. Andres	Florae Rhenanae 389
NHV	Westerwald. Selters, über der Böschung der Straße nach Maxsain gleich hinter der Brücke unter Gebüsch. Ca. 270m NN	01.10.1932	H. Andres	Florae Rhenanae 947
MSTR	Westerwald. Selters, über der Böschung der Straße nach Maxsain gleich hinter der Brücke unter Gebüsch. Ca. 270m NN	01.10.1932	H. Andres	Florae Rhenanae 947
MSTR	(Steinfurt), Welbergen unter hohen Tannen	28.05.1858	H. Müller	-
MSTR	Botanischer Garten zu Münster	4/1857	C. Beckhaus	-
MSTR	Lippstadt, auf feuchtem Boden besonders der Wälder gemein	12/1863	H. Müller	Westfalens Laubmoose 1
MSTR	Bielefeld, Steinbruch im Muschelkalk, über dem Wellensiek	24.02.1931	F. Koppe	-
MSTR	Zwischen Beleke und Warstein	02.04.1859	H. Müller	HM 64
MSTR	Höxter, Galgstieg	3/1859	C. Beckhaus	-
MSTR	Rheine, an Gräben	11/1914	H. Brockhausen	-
NHV	Tongrube bei Röttgen im Kottenforst	24.02.1927	H. Brasch	-
NHV	Rheinland, Röttgen im Kottenforst	24.02.1927	H. Brasch	-

Anhang D

Tab. D 3: Aktuelle Proben von *Pleurozium schreberi*; ergänzende Aufsammlungen für Höhenregressionen und Korrelationen unten abgesetzt; Reihenfolge der Fundorte wie im Text.

Fundort	Datum	Höhe ü.NN [m]	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Entnahmestelle
Eifel, Jünkerath, „Steinbüchel“ südwestl. Schüller	04.12.01	580	6°33'46.1''E	50°19'54.6''N	Heidelbeer-Zwergstrauchheide
Eifel, Hellenthal, „Hardt“	04.12.01	480	6°26'20.5''E	50°29'44.9''N	Magere, trockene Wegböschung
Westerwald, Montabaur, „Hähnchen“ östl. Niederelbert	31.01.02	350	7°49'14.2''E	50°24'31.4''N	saurer Magerrasen
Mittelrheingebiet, Bonn, im Kottenforst nördl. Buschhoven	04.02.02	170	6°58'33.1''E	50°41'27.6''N	Waldlichtung
Sauerland, Medebach, östl. „Böhl“	06.12.01	450	8°41'00.0''E	51°13'16.4''N	Waldlichtung
Sauerland, Bruchhausen, „Istenberg“	06.12.01	720	8°32'55.7''E	51°19'01.4''N	Waldlichtung
Eifel, Nürburg „Hasenberg“ östl. Welcherath	26.01.02	500	6°58'45.4''E	50°19'13.5''N	Heidelbeer-Zwergstrauchheide
Westf. Bucht, Münster, NSG „Bonnenkamp“	22.01.02	55	7°41'53.7''E	51°54'45.3''N	<i>Calluna</i> -Zwergstrauchheide
Westf. Bucht, Telgte, Waldfriedhof „Lauheide“	22.01.02	50	7°45'27.3''E	52°00'23.9''N	<i>Calluna</i> -Zwergstrauchheide
Westf. Bucht, Lippstadt, südl. Niederdedinghausen	22.01.02	80	8°25'01.5''E	51°42'01.4''N	Magere, trockene Wegböschung
Solling, Fürstenberg, nordöstl. des Sommerbergs	13.12.01	330	9°25'51.4''E	51°43'42.2''N	Brachfläche
Westf. Bucht, Rheine, südl. Nahrodde an der K80	22.01.02	40	7°30'22.4''E	52°16'18.3''N	Waldlichtung

Westf. Bucht, Steinfurt, „Fuchshagen“ nördl. Burgsteinfurt	23.01.02	51	7°20'32.6''E	52°11'07.5''N	Waldlichtung
Weserbergland, Bielefeld, Landeplatz Bielefeld-Windelsbleiche	22.01.02	145	8°32'47.6''E	51°58'04.0''N	Brachfläche
Sauerland, Warstein, „Stillenbergskopf“	06.12.01	390	8°21'40.7''E	51°27'47.8''N	Waldlichtung
Sauerland, Winkhausen, am „Knollen“	06.12.01	480	8°20'55.3''E	51°09'34.5''N	Schuttflur in Steinbruch

Tab. D 4: Aktuelle Proben von *Scleropodium purum*; ergänzende Aufsammlungen für Höhenregressionen und Korrelationen unten abgesetzt; Reihenfolge der Fundorte wie im Text.

Fundort	Datum	Höhe ü.NN [m]	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Entnahmestelle
Eifel, Hellenthal, „Hardt“	04.12.01	485	6°26'23.0''E	50°29'45.4''N	Waldlichtung
Westerwald, Montabaur, „Hähnchen“ östl. Niederelbert	31.01.02	350	7°49'14.2''E	50°24'31.4''N	saurer Magerrasen
Westf. Bucht, Steinfurt, „Fuchshagen“ nördl. Burgsteinfurt	23.01.02	51	7°20'32.6''E	52°11'07.5''N	Waldlichtung
Westf. Bucht, Münster, NSG „Bonnenkamp“	22.01.02	55	7°41'55.2''E	51°54'46.4''N	<i>Calluna</i> -Zwergstrauchheide
Westf. Bucht, Lippstadt, südl. Niederdedinghausen	22.01.02	80	8°25'01.9''E	51°42'00.4''N	Brachfläche
Weserbergland, Bielefeld, Landeplatz Bielefeld-Windelsbleiche	22.01.02	145	8°32'47.6''E	51°58'04.0''N	Brachfläche

Fortsetzung

Fundort	Datum	Höhe ü. NN [m]	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Entnahmestelle
Sauerland, Warstein, „Stillenbergskopf“	06.12.01	390	8°21'41.4''E	51°27'46.1''N	Waldschneise
Weserbergland, Höxter, „Krekeler Berg“	13.12.01	340	9°20'17.8''E	51°45'39.5''N	Waldschneise
Westf. Bucht, Rheine, südl. Nahrodde an der K80	22.01.02	40	7°30'21.0''E	52°16'16.4''N	Brachfläche
Mittelrheingebiet, Bonn, im Kottenforst nördl. Buschhoven	04.02.02	170	6°58'33.1''E	50°41'27.6''N	Waldlichtung

Westf. Bucht, Telgte, Waldfriedhof „Lauheide“	22.01.02	50	7°45'27.3''E	52°00'23.9''N	<i>Calluna</i> - Zwergstrauchheide
Solling, Fürstenberg, nordöstl. des Sommerbergs	13.12.01	330	9°25'51.4''E	51°43'42.2''N	Brachfläche
Sauerland, Medebach, östl. „Böhl“	06.12.01	450	8°41'00.0''E	51°13'16.4''N	Brachfläche
Sauerland, Winkhausen, am „Knollen“	06.12.01	480	8°20'55.9''E	51°09'35.5''N	Schuttflur in Steinbruch
Eifel, Nürburg, „Galgenkopf“	04.12.01	560	6°58'40.8''E	50°21'13.7''N	Wegrand
Eifel, Jünkerath, „Steinbüchel“ südwestl. Schüller	04.12.01	580	6°33'46.1''E	50°19'54.6''N	Heidelbeer- Zwergstrauchheide
Sauerland, Bruchhausen, „Istenberg“	06.12.01	720	8°32'55.7''E	51°19'01.4''N	Waldlichtung

Tab. D 5: Stickstoffgehalte und $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der aktuellen Proben; Ps: *Pleurozium schreberi*, Sp: *Scleropodium purum*; Lokalitäten abgekürzt wie im Text, Sortierung alphabetisch; Ziffer hinter dem abgekürzten Fundort gibt die Parallele an.

	Ps N _{abs.} [% TG]	Ps $\delta^{15}\text{N}$ [‰]	Sp N _{abs.} [% TG]	Sp $\delta^{15}\text{N}$ [‰]
Bh 1	1,29	-3,96	1,37	-4,17
Bh 2	1,38	-3,57	1,26	-4,66
Bh 3	1,36	-4,37	1,42	-4,01
Bh 4	1,21	-3,94	1,64	-3,97
Bh 5	1,32	-3,77	1,79	-3,63
Bh 6	1,20	-3,76	1,10	-4,59
Bh 7	1,19	-4,07	1,22	-4,88
Bi 1	1,22	-4,76	1,28	-4,82
Bi 2	1,22	-4,67	1,41	-5,30
Bi 3	1,33	-5,60	1,60	-5,95
Bi 4	1,45	-4,34	1,20	-5,42
Bi 5	1,51	-4,65	1,27	-5,48
Bi 6	1,47	-5,32	1,37	-5,67
Bi 7	1,34	-4,47	1,48	-5,45
Bo 1	1,70	-4,03	1,55	-5,23
Bo 2	1,57	-5,62	1,82	-5,10
Bo 3	1,66	-5,57	1,67	-5,55
Bo 4	1,36	-5,55	1,79	-4,98
Bo 5	1,51	-4,93	1,26	-5,55
Bo 6	1,41	-5,79	1,62	-5,66
Bo 7	1,53	-6,06	1,65	-5,50
Fü 1	1,46	-4,84	-	-

	Ps N _{abs.} [% TG]	Ps $\delta^{15}\text{N}$ [‰]	Sp N _{abs.} [% TG]	Sp $\delta^{15}\text{N}$ [‰]
Mü 1	1,56	-7,30	1,46	-6,38
Mü 2	1,15	-7,11	1,91	-5,59
Mü 3	1,20	-6,66	1,75	-4,79
Mü 4	1,47	-6,85	1,60	-5,66
Mü 5	1,27	-7,50	1,49	-5,85
Mü 6	1,34	-7,42	1,82	-4,71
Mü 7	1,34	-7,52	1,63	-5,61
Nü 1	1,02	-5,16	1,19	-2,42
Nü 2	0,99	-5,34	1,32	-2,42
Nü 3	1,17	-4,05	1,18	-3,54
Nü 4	1,11	-4,74	0,95	-0,94
Nü 5	0,98	-4,90	0,83	-3,17
Nü 6	0,92	-4,65	1,02	-2,79
Nü 7	1,31	-5,15	0,98	-3,08
Rh 1	2,15	-7,38	1,86	-7,48
Rh 2	2,36	-8,83	1,92	-8,04
Rh 3	1,82	-8,00	1,64	-6,79
Rh 4	2,11	-7,31	1,79	-7,88
Rh 5	-	-	1,83	-6,39
Rh 6	2,22	-7,11	2,40	-6,81
Rh 7	2,02	-7,38	2,52	-7,34
Se/Mo 1	1,10	-3,67	0,95	-4,30

Anhang D

Fortsetzung

	Ps N _{abs.} [% TG]	Ps δ ¹⁵ N [‰]	Sp N _{abs.} [% TG]	Sp δ ¹⁵ N [‰]
Fü 2	1,46	-4,02	-	-
Fü 3	1,59	-4,04	1,61	-3,91
Fü 4	1,24	-3,65	1,26	-2,41
Fü 5	1,54	-4,58	1,16	-4,00
Fü 6	1,71	-5,79	1,50	-3,01
Fü 7	1,48	-4,53	1,36	-3,67
He 1	-	-	1,02	-3,46
He 2	1,23	-3,54	0,86	-4,51
He 3	1,09	-1,46	1,18	-2,72
He 4	0,86	-3,21	0,94	-4,12
He 5	0,84	-3,90	1,07	-4,07
He 6	0,85	-3,51	0,88	-3,50
He 7	0,83	-3,34	1,06	-2,79
Hö 1	-	-	1,39	-6,51
Hö 2	-	-	1,59	-6,23
Hö 3	-	-	1,25	-6,57
Hö 4	-	-	1,42	-6,65
Hö 5	-	-	1,89	-6,21
Hö 6	-	-	1,98	-7,04
Hö 7	-	-	1,34	-7,14
Jü 1	0,95	-4,15	1,05	-4,39
Jü 2	0,79	-4,62	0,83	-4,25
Jü 3	0,83	-4,45	0,92	-5,04
Jü 4	1,06	-4,11	1,09	-3,43
Jü 5	0,82	-4,64	1,01	-3,55
Jü 6	0,91	-4,49	0,96	-3,90
Jü 7	0,86	-3,98	1,59	-3,13
Li 1	1,88	-6,29	1,36	-4,93
Li 2	1,70	-6,04	1,38	-5,51
Li 3	1,95	-4,53	1,23	-5,69
Li 4	1,84	-5,45	1,08	-6,21
Li 5	1,48	-6,43	1,62	-5,09
Li 6	1,60	-5,47	1,27	-6,96
Li 7	1,33	-6,86	1,18	-3,99
Me 1	0,97	-4,87	1,05	-3,90
Me 2	1,02	-3,56	1,33	-3,26
Me 3	0,95	-3,66	1,63	-3,82
Me 4	0,97	-3,97	0,99	-3,97
Me 5	1,19	-4,00	1,36	-2,01
Me 6	0,94	-3,72	1,16	-4,23
Me 7	0,83	-2,69	1,01	-3,66

	Ps N _{abs.} [% TG]	Ps δ ¹⁵ N [‰]	Sp N _{abs.} [% TG]	Sp δ ¹⁵ N [‰]
Se/Mo 2	1,13	-4,45	1,00	-3,58
Se/Mo 3	1,13	-5,79	1,11	-6,85
Se/Mo 4	0,95	-4,11	1,23	-4,65
Se/Mo 5	1,02	-3,27	0,83	-4,08
Se/Mo 6	0,88	-6,13	1,13	-4,29
Se/Mo 7	0,70	-4,55	1,57	-4,93
St 1	1,63	-6,35	1,89	-8,06
St 2	1,57	-6,34	1,79	-8,71
St 3	1,65	-6,94	1,81	-7,71
St 4	1,89	-5,74	1,58	-7,79
St 5	1,67	-5,55	1,72	-7,66
St 6	1,65	-9,34	-	-
St 7	1,75	-7,09	1,49	-8,13
Te 1	1,50	-6,82	1,13	-6,94
Te 2	1,14	-7,60	1,07	-6,56
Te 3	1,21	-6,66	1,40	-5,76
Te 4	1,16	-6,91	0,94	-7,36
Te 5	1,41	-6,58	1,12	-7,94
Te 6	1,25	-7,20	1,32	-8,34
Te 7	1,51	-8,29	1,16	-6,71
Wa 1	1,43	-5,62	1,89	-5,68
Wa 2	1,20	-6,03	1,41	-5,81
Wa 3	1,44	-4,71	1,44	-5,72
Wa 4	1,43	-5,06	-	-
Wa 5	1,63	-6,13	1,29	-5,83
Wa 6	1,48	-6,64	1,51	-6,50
Wa 7	1,33	-5,29	1,48	-5,21
Wi 1	1,25	-6,18	1,07	-4,70
Wi 2	0,92	-4,40	0,97	-5,00
Wi 3	1,13	-5,01	0,91	-5,90
Wi 4	0,84	-5,60	1,00	-5,34
Wi 5	0,96	-6,42	1,02	-4,71
Wi 6	0,98	-4,29	0,97	-6,26
Wi 7	1,05	-4,15	1,00	-4,88

Anhang E: Betrachtung regionaler Depositionsunterschiede

Tab. E 1: Geografische Lage der acht Messstationen mit Meereshöhe und Exposition.

Station	TK25 (Nr.)	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Höhe ü. NN [m]	Exposition
1. Amtsvenn	4807	6°57'37.0''E	52°09'19.0''N	45	Ebene
2. Kleve	4202	6°05'22.0''E	51°44'28.0''N	45	Ebene
3. Elberndorf	4915	8°11'10.0''E	51°01'00.0''N	645	Osten
4. Haard	4309	7°15'26.0''E	51°41'33.0''N	70	Ebene
5. Paderborn	4219	8°59'29.0''E	51°42'40.0''N	380	Westen
6. Velmerstot	4119	8°57'04.0''E	51°49'53.0''N	420	Westen
7. Glindfeld	4718	8°41'02.0''E	51°13'20.0''N	470	Osten
8. Rott	5303	6°16'29.0''E	50°40'13.0''N	510	Norden

Tab. E 2: Angaben zu den Entnahmestellen der beiden Monitorarten; Ps = *Pleurozium schreberi*, Sp = *Scleropodium purum*; n = nördlich, o = östlich, s = südlich, w = westlich, auch in Kombination (z.B. sö = südöstlich).

Station	Art	Datum	Höhe ü. NN [m]	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Entf. u. Lage zu Messstation	Entnahmestelle
1. Amtsvenn	Ps	29.01.02	45	6°59'27.5''E	52°10'34.4''N	2,6 km nö	<i>Calluna</i> -Heide
	Sp	29.01.02	45	6°57'25.6''E	52°09'48.7''N	200 m w	Grasiger Wegsaum
2. Kleve	Ps	29.01.02	27,5	6°01'21.3''E	51°43'59.7''N	3,8 km w	Verbuschte <i>Calluna</i> -Heide
	Sp	29.01.02	27,5	6°01'22.9''E	51°43'56.4''N	3,6 km w	Waldlichtung
3. Elberndorf	Ps	06.12.01	670	8°11'00.1''E	51°01'05.3''N	200 m sö	Waldlichtung
	Sp	31.01.02	670	8°11'07.3''E	51°00'54.5''N	250 m sö	Waldlichtung
4. Haard	Ps	23.01.02	90	7°12'05.9''E	51°40'56.3''N	4,5 km w	Waldlichtung
	Sp	23.01.02	90	7°11'47.9''E	51°40'56.8''N	4,9 km w	Magergrünland
5. Paderborn	Ps	13.12.01	350	8°59'03.8''E	51°42'22.1''N	750 m sw	Waldlichtung
	Sp	13.12.01	365	8°58'39.1''E	51°42'15.2''N	1,3 km sw	Waldlichtung
6. Velmerstot	Ps	13.12.01	390	8°57'19.9''E	51°50'11.0''N	800 m nö	<i>Vaccinium</i> -Heide
	Sp	13.12.01	390	8°57'15.9''E	51°50'13.3''N	800 m nö	<i>Vaccinium</i> -Heide
7. Glindfeld	Ps	06.12.01	450	8°41'00.9''E	51°13'08.7''N	75 m sö	Magere Wegböschung
	Sp	06.12.01	450	8°41'00.0''E	51°13'16.4''N	100 m nö	Brachfläche
8. Rott	Ps	04.12.01	560	6°16'47.9''E	50°39'46.0''N	600 m sö	Magerer Wegrund
	Sp	04.12.02	510	6°16'24.4''E	50°40'08.2''N	30 m sw	Waldlichtung

Tab. E 3: Lineare Regression N-Deposition vs. N_{abs} : Ergebnisse der Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Regression	Residuen	Total	FG
<i>Pleurozium schreberi</i>	2,056	2,737	4,793	1,38,39
<i>Scleropodium purum</i>	1,473	2,844	4,317	1,36,37

Tab. E 4: Lineare Regression NH_4^+ -N-Deposition vs. N_{abs} : Ergebnisse der Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Regression	Residuen	Total	FG
<i>Pleurozium schreberi</i>	2,550	2,244	4,793	1,38,39
<i>Scleropodium purum</i>	1,743	2,575	4,317	1,36,37

Tab. E 5: Lineare Regression NO_3^- -N-Deposition vs. N_{abs} : Ergebnisse der Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Regression	Residuen	Total	FG
<i>Pleurozium schreberi</i>	0,845	3,949	4,793	1,38,39
<i>Scleropodium purum</i>	0,633	3,684	4,317	1,36,37

Tab. E 6: Lineare Regression NH_4^+ -N-Deposition vs. $\delta^{15}\text{N}$: Ergebnisse der Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Regression	Residuen	Total	FG
<i>Pleurozium schreberi</i>	14,862	42,097	56,960	1,38,39
<i>Scleropodium purum</i>	16,669	41,806	58,475	1,36,37

Tab. E 7: Lineare Regression (NH_4^+ -N / NO_3^- -N) vs. $\delta^{15}\text{N}$: Ergebnisse der Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Regression	Residuen	Total	FG
<i>Pleurozium schreberi</i>	25,416	31,543	56,960	1,38,39
<i>Scleropodium purum</i>	36,357	22,119	58,475	1,36,37

Tab. E 8: Lineare Regression N-Deposition vs. Biomasse: Ergebnisse der Varianzanalyse; Quadratsummen und Freiheitsgrade.

Art	Regression	Residuen	Total	FG
<i>Pleurozium schreberi</i>	64852,235	76075,845	140928,080	1,38,39
<i>Scleropodium purum</i>	11880,338	33548,525	45428,863	1,36,37

Tab. E 9: Evaluierung: Längen der Sprossabschnitte [mm]; Jahr = Jahrestrieb, Alt = Altabschnitt; Ps = *Pleurozium schreberi*, Sp = *Scleropodium purum*. Erste Ziffer bei Probe gibt die Parallele an, die zweite den Spross.

Probe	Ps Jahr	Ps Alt	Sp Jahr	Sp Alt
1/1	32,5	23,0	31,5	28,0
1/2	30,0	24,5	32,5	29,5
1/3	32,5	21,5	32,5	25,0
1/4	34,0	20,0	33,5	24,0
1/5	31,5	23,5	36,5	23,5
1/6	32,0	22,0	29,0	23,5
1/7	30,0	22,0	31,0	25,5
1/8	29,5	23,0	32,0	24,5
1/9	28,0	23,0	34,5	24,5
1/10	27,5	21,0	26,0	24,5
2/1	35,5	19,5	31,0	25,5
2/2	31,5	25,5	32,0	25,5
2/3	31,5	24,0	29,0	32,0
2/4	29,5	25,0	36,5	27,0
2/5	24,0	22,5	32,5	32,0
2/6	31,0	18,0	37,5	27,0
2/7	28,0	23,5	43,5	33,5
2/8	29,5	16,0	30,5	22,0
2/9	28,5	22,5	37,0	24,5
2/10	28,5	15,5	34,0	31,0
3/1	27,0	23,0	33,0	24,5
3/2	27,0	25,0	33,0	20,5
3/3	30,5	24,5	35,5	28,5
3/4	36,0	25,0	32,0	28,0
3/5	34,5	25,5	39,5	26,0

Probe	Ps Jahr	Ps Alt	Sp Jahr	Sp Alt
5/1	36,0	24,5	33,5	31,5
5/2	35,0	23,5	30,0	28,5
5/3	37,0	23,5	28,5	24,5
5/4	25,5	28,5	32,0	21,5
5/5	38,0	24,5	29,5	23,5
5/6	35,0	24,5	34,5	25,5
5/7	30,0	23,0	32,5	30,0
5/8	35,0	23,0	35,0	25,0
5/9	24,0	22,0	30,0	29,5
5/10	23,5	22,0	30,5	32,5
6/1	30,5	20,5	33,5	29,5
6/2	33,5	23,5	33,0	31,0
6/3	30,5	25,5	31,0	42,0
6/4	26,5	22,5	29,5	40,5
6/5	25,5	23,5	38,5	27,0
6/6	29,5	27,5	33,0	30,5
6/7	24,5	22,5	34,0	26,5
6/8	30,5	24,0	37,0	30,0
6/9	25,0	25,5	35,0	34,0
6/10	28,5	26,5	34,5	34,0
7/1	25,0	26,0	28,5	32,5
7/2	39,0	26,0	30,0	32,0
7/3	38,0	26,5	29,5	32,0
7/4	34,0	26,0	34,0	26,0
7/5	27,5	24,5	29,5	31,5

Fortsetzung

Probe	Ps Jahr	Ps Alt	Sp Jahr	Sp Alt
3/6	38,0	29,0	36,5	24,5
3/7	32,5	27,0	38,5	27,0
3/8	26,0	17,0	27,5	24,5
3/9	24,0	27,5	40,5	23,0
3/10	30,0	23,0	34,5	24,5
4/1	36,5	23,5	29,5	26,0
4/2	34,5	24,0	30,5	28,5
4/3	30,0	24,0	34,5	32,5
4/4	32,0	22,0	34,0	25,0
4/5	29,5	25,0	36,0	32,5
4/6	25,5	22,0	26,5	31,0
4/7	27,5	23,5	35,5	29,0
4/8	25,0	19,0	33,0	31,0
4/9	27,0	23,0	33,5	29,0
4/10	26,0	20,0	41,0	27,5

Probe	Ps Jahr	Ps Alt	Sp Jahr	Sp Alt
7/6	32,5	25,5	30,5	32,0
7/7	27,5	29,0	33,5	29,0
7/8	29,5	32,5	34,0	29,5
7/9	26,0	32,5	42,0	32,5
7/10	24,5	30,0	33,5	28,0

Tab. E 10: Evaluierung: $N_{abs.}$ [% TG] sowie $\delta^{15}N$ [‰] in verschiedenen Sprossabschnitten (0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm) von *Pleurozium schreberi* (Ps) und *Scleropodium purum* (Sp).

Probe	Ps 0-2 $N_{abs.}$	Ps 0-2 $\delta^{15}N$	Ps 2-4 $N_{abs.}$	Ps 2-4 $\delta^{15}N$	Ps 4-6 $N_{abs.}$	Ps 4-6 $\delta^{15}N$	Sp 0-2 $N_{abs.}$	Sp 0-2 $\delta^{15}N$	Sp 2-4 $N_{abs.}$	Sp 2-4 $\delta^{15}N$	Sp 4-6 $N_{abs.}$	Sp 4-6 $\delta^{15}N$
1	1,63	-5,59	1,44	-6,04	1,18	-5,33	1,71	-7,08	1,93	-6,67	1,95	-6,12
2	1,58	-6,41	1,45	-5,74	1,34	-5,84	1,55	-7,17	1,79	-5,91	1,72	-5,46
3	1,65	-6,39	1,60	-6,10	1,48	-5,39	1,60	-6,40	1,93	-6,30	1,63	-5,07
4	1,63	-5,75	1,50	-5,66	1,34	-4,49	1,66	-7,51	2,06	-6,25	1,92	-5,75
5	1,64	-6,32	1,46	-6,12	1,35	-5,68	1,76	-7,00	2,17	-6,35	1,91	-5,88
6	1,59	-5,43	1,52	-5,96	1,38	-5,26	1,53	-7,15	1,70	-6,09	1,59	-6,02
7	1,61	-6,46	1,48	-6,52	1,29	-5,48	1,70	-5,82	1,85	-5,54	1,79	-5,52

Tab. E 11: Evaluierung: $N_{abs.}$ [% TG] sowie $\delta^{15}N$ [‰] im Jahrestrieb (Jahr) und Altabschnitt (Alt) von *Pleurozium schreberi* (Ps) und *Scleropodium purum* (Sp).

Probe	Ps Jahr $N_{abs.}$	Ps Jahr $\delta^{15}N$	Ps Alt $N_{abs.}$	Ps Alt $\delta^{15}N$	Sp Jahr $N_{abs.}$	Sp Jahr $\delta^{15}N$	Sp Alt $N_{abs.}$	Sp Alt $\delta^{15}N$
1	1,62	-5,77	1,41	-5,93	1,63	-6,09	1,51	-5,39
2	1,65	-5,63	1,48	-5,79	1,74	-6,23	1,60	-5,70
3	1,72	-5,73	1,37	-5,84	1,77	-6,33	1,71	-5,52
4	1,66	-5,53	1,40	-5,90	1,90	-6,25	1,83	-5,48
5	1,75	-5,94	1,34	-5,83	1,62	-6,81	1,47	-6,31
6	1,62	-5,30	1,42	-5,24	1,71	-5,99	1,66	-5,17
7	1,62	-5,84	1,33	-5,75	1,74	-6,19	1,73	-5,34

Anhang E

Tab. E 12: Proben der Messstationen: Stickstoffgehalte ($N_{abs.}$ [% TG]) und $\delta^{15}N$ -Werte [‰] von *Pleurozium schreberi*; Gebietsnummern wie Tab. E 2; Ziffer bei Probe gibt Zugehörigkeit zu 10x10 cm-Quadrat an.

Gebiet	Probe	$N_{abs.}$	$\delta^{15}N$
1	1	1,29	-7,85
1	1	1,21	-6,96
1	1	1,48	-7,81
1	2	1,63	-6,14
1	2	1,63	-6,89
1	2	1,52	-6,31
1	3	1,50	-7,01
1	3	1,38	-6,53
1	3	1,31	-6,90
1	4	1,19	-6,35
1	4	1,28	-6,69
1	4	1,44	-6,30
1	5	1,26	-6,75
1	5	1,15	-6,97
1	5	1,16	-6,68
2	1	2,32	-5,71
2	1	2,24	-5,55
2	1	2,37	-5,82
2	2	1,63	-6,96
2	2	1,63	-7,18
2	2	1,65	-7,14
2	3	2,31	-6,07
2	3	2,03	-5,99
2	3	2,07	-5,54
2	4	1,68	-5,61
2	4	1,87	-5,49
2	4	1,65	-5,62
2	5	1,66	-6,53
2	5	1,64	-6,79
2	5	1,50	-5,94
3	1	0,91	-3,03
3	1	0,96	-3,01
3	1	0,92	-3,33
3	2	0,92	-3,14
3	2	0,84	-2,96
3	2	0,90	-3,71
3	3	1,14	-2,72
3	3	1,49	-5,89
3	3	1,17	-3,18
3	4	1,03	-3,84
3	4	0,93	-3,38
3	4	1,00	-3,27
3	5	1,59	-2,64
3	5	1,66	-2,76
3	5	1,57	-3,17

Gebiet	Probe	$N_{abs.}$	$\delta^{15}N$
4	1	1,33	-4,68
4	1	1,40	-4,53
4	1	1,34	-4,28
4	2	1,26	-4,16
4	2	1,92	-6,24
4	2	1,31	-4,28
4	3	1,29	-4,49
4	3	1,36	-4,58
4	3	1,42	-4,38
4	4	1,26	-5,08
4	4	1,32	-4,45
4	4	1,28	-4,89
4	5	1,27	-5,11
4	5	1,24	-4,97
4	5	1,26	-4,64
5	1	1,07	-5,25
5	1	1,05	-4,90
5	1	1,07	-4,92
5	2	1,22	-4,72
5	2	1,19	-4,78
5	2	1,20	-4,96
5	3	1,20	-4,83
5	3	1,40	-5,01
5	3	1,24	-4,70
5	4	1,68	-4,67
5	4	1,76	-4,48
5	4	1,59	-4,71
5	5	1,38	-5,37
5	5	1,31	-4,82
5	5	1,40	-4,98
6	1	1,61	-7,21
6	1	1,52	-6,77
6	1	1,50	-7,00
6	2	1,96	-6,88
6	2	2,05	-6,65
6	2	1,86	-7,19
6	3	1,74	-7,47
6	3	1,90	-7,03
6	3	1,96	-6,90
6	4	1,49	-6,94
6	4	1,50	-6,89
6	4	1,34	-6,98
6	5	2,25	-7,27
6	5	2,11	-6,92
6	5	2,00	-6,61

Gebiet	Probe	$N_{abs.}$	$\delta^{15}N$
7	1	0,99	-5,17
7	1	0,99	-5,20
7	1	1,00	-5,04
7	2	0,81	-4,07
7	2	0,85	-4,59
7	2	0,86	-4,01
7	3	0,83	-4,58
7	3	0,85	-4,53
7	3	0,95	-4,30
7	4	1,09	-4,83
7	4	1,04	-4,80
7	4	1,05	-5,29
7	5	1,06	-4,47
7	5	0,90	-4,75
7	5	1,19	-4,99
8	1	1,43	-5,10
8	1	1,48	-5,34
8	1	1,46	-6,80
8	2	1,46	-5,08
8	2	1,41	-4,62
8	2	1,36	-4,89
8	3	1,22	-5,31
8	3	1,34	-5,69
8	3	1,39	-5,35
8	4	1,44	-4,96
8	4	1,42	-4,69
8	4	1,41	-5,20
8	5	1,65	-5,20
8	5	1,60	-5,34
8	5	1,55	-5,59

Tab. E 13: Proben der Messstationen: Stickstoffgehalte ($N_{abs.}$ [% TG]) und $\delta^{15}N$ -Werte [‰] von *Scleropodium purum*; Gebietsnummern wie Tab. E 2; Ziffer bei Probe gibt Zugehörigkeit zu 10x10 cm-Quadrat an.

Gebiet	Probe	$N_{abs.}$	$\delta^{15}N$
1	1	1,27	-5,98
1	1	1,46	-6,52
1	1	1,31	-6,33
1	2	1,11	-5,82
1	2	1,27	-6,47
1	2	1,40	-6,31
1	3	1,82	-6,03
1	3	1,72	-5,28
1	3	1,91	-5,91
1	4	1,31	-4,76
1	4	1,36	-4,78
1	4	1,61	-5,37
1	5	2,00	-6,46
1	5	1,59	-6,07
1	5	1,43	-6,29
2	1	1,50	-7,81
2	1	1,58	-7,88
2	1	1,74	-7,97
2	2	1,64	-6,96
2	2	1,53	-6,00
2	2	1,45	-6,05
2	3	1,81	-6,81
2	3	1,84	-6,68
2	3	1,25	-5,19
2	4	1,06	-7,96
2	4	1,19	-7,47
2	4	1,25	-7,73
2	5	1,43	-6,84
2	5	1,36	-7,22
2	5	1,24	-7,48
3	1	0,65	-2,42
3	1	0,74	-3,61
3	1	0,72	-3,94
3	2	0,80	-3,50
3	2	0,75	-3,71
3	2	0,77	-3,05
3	3	0,99	-3,07
3	3	0,98	-2,60
3	3	1,07	-4,11
3	4	1,42	-2,72
3	4	1,35	-3,15
3	4	1,58	-3,08
3	5	1,02	-3,15
3	5	1,02	-3,87
3	5	1,06	-3,26

Gebiet	Probe	$N_{abs.}$	$\delta^{15}N$
4	1	1,09	-5,28
4	1	1,09	-5,82
4	1	1,07	-6,01
4	2	1,03	-6,00
4	2	1,05	-6,82
4	2	0,99	-6,70
4	3	1,02	-6,16
4	3	1,06	-6,85
4	3	0,99	-6,46
4	4	1,02	-6,39
4	4	1,02	-6,33
4	4	1,11	-6,55
4	5	1,40	-6,09
4	5	1,22	-6,11
4	5	1,29	-6,29
5	1	1,48	-4,86
5	1	1,43	-5,12
5	1	1,18	-3,10
5	2	1,76	-4,99
5	2	1,64	-5,04
5	2	1,69	-4,66
5	3	1,91	-5,04
5	3	1,90	-5,25
5	3	1,88	-5,80
5	4	1,77	-5,22
5	4	1,72	-5,10
5	4	1,82	-5,29
5	5	1,62	-4,82
5	5	1,61	-5,00
5	5	1,51	-5,10
6	1	1,74	-5,54
6	1	1,63	-5,04
6	1	1,63	-5,21
6	2	2,08	-4,89
6	2	1,79	-4,76
6	2	1,94	-5,48
6	3	1,63	-5,85
6	3	1,83	-5,32
6	3	1,89	-5,66
6	4	-	-
6	4	-	-
6	4	-	-
6	5	-	-
6	5	-	-
6	5	-	-

Gebiet	Probe	$N_{abs.}$	$\delta^{15}N$
7	1	1,11	-3,16
7	1	1,07	-3,08
7	1	0,98	-3,83
7	2	1,04	-4,18
7	2	1,12	-3,96
7	2	1,04	-3,73
7	3	1,09	-3,40
7	3	1,18	-3,37
7	3	1,13	-3,55
7	4	1,09	-4,68
7	4	1,06	-5,34
7	4	1,02	-4,11
7	5	1,01	-4,49
7	5	0,99	-4,43
7	5	0,97	-4,45
8	1	0,86	-5,36
8	1	0,88	-5,02
8	1	0,94	-5,76
8	2	1,07	-5,50
8	2	1,01	-5,55
8	2	1,20	-5,50
8	3	1,10	-5,79
8	3	1,11	-5,52
8	3	1,04	-6,11
8	4	0,76	-5,23
8	4	0,75	-4,33
8	4	0,70	-4,83
8	5	0,99	-5,01
8	5	1,09	-5,23
8	5	0,96	-5,61

Tab. E 14 a-b: Biomasse [mg TG/100 cm²], Anzahl Sprosse/100 cm², mittlere Anzahl Seitenäste/Spross sowie mittlere Sprosslänge [cm] der Jahrestriebe von *Pleurozium schreberi* (a) und *Scleropodium purum* (b); Gebietsnummern wie Tab. E 2; Ziffer bei Probe gibt Zugehörigkeit zu 10x10 cm-Quadrat an.

a) *Pleurozium schreberi*

Gebiet	Probe	Biomasse	Sprosse	Äste	Sprossl.
1	1	1694	252	8,5	35,6
1	2	1145	201	7,4	38,7
1	3	1703	292	8,2	35,2
1	4	1543	231	12,8	40,8
1	5	1589	221	11,3	39,4
2	1	548	79	11,3	34,9
2	2	1037	158	7,3	36,0
2	3	1208	161	13,4	40,4
2	4	1115	142	11,6	37,0
2	5	901	118	11,4	33,2
3	1	2107	209	11,6	32,6
3	2	2748	263	13,1	32,2
3	3	759	121	8,6	29,2
3	4	1340	204	9,4	27,2
3	5	1268	213	11,6	36,9
4	1	893	94	9,5	38,4
4	2	1274	128	10,0	29,9
4	3	1455	150	9,7	38,5
4	4	1294	143	9,1	39,4
4	5	1435	127	11,3	34,4
5	1	655	84	10,3	40,4
5	2	984	119	13,0	48,5
5	3	636	78	10,8	40,0
5	4	623	76	13,0	49,6
5	5	941	137	10,4	43,7
6	1	987	123	12,7	52,5
6	2	837	144	11,4	46,5
6	3	863	132	11,3	48,5
6	4	927	137	14,8	43,1
6	5	598	94	11,4	44,3
7	1	2491	447	8,1	31,8
7	2	2288	307	8,9	30,0
7	3	1840	236	11,2	38,3
7	4	2878	380	10,6	37,6
7	5	2166	225	7,6	28,5
8	1	1139	181	9,3	38,3
8	2	751	101	11,0	35,5
8	3	994	138	10,3	36,0
8	4	596	106	8,7	32,8
8	5	1231	207	11,1	42,6

b) *Scleropodium purum*

Gebiet	Probe	Biomasse	Sprosse	Äste	Sprossl.
1	1	1809	175	18,1	45,2
1	2	1140	121	14,3	45,7
1	3	1294	132	23,2	50,8
1	4	1278	101	20,1	53,6
1	5	936	97	21,2	50,4
2	1	1150	131	16,2	51,2
2	2	937	59	29,9	61,4
2	3	1285	139	25,9	47,2
2	4	1409	139	18,6	45,9
2	5	1408	197	20,6	54,1
3	1	1325	117	15,1	40,1
3	2	1031	89	15,8	43,3
3	3	1163	96	11,9	32,2
3	4	1374	213	9,3	28,7
3	5	1537	167	10,9	29,7
4	1	1119	133	10,1	32,2
4	2	1659	228	16,0	42,8
4	3	1519	181	14,3	36,1
4	4	1430	177	14,5	39,8
4	5	1628	276	14,8	39,1
5	1	843	72	14,3	56,7
5	2	1118	136	15,9	56,9
5	3	422	59	9,6	46,9
5	4	1218	130	15,6	59,3
5	5	1308	134	15,8	58,1
6	1	810	82	7,9	37,9
6	2	128	[16]	10,6	35,7
6	3	464	54	9,6	35,1
6	4	-	-	-	-
6	5	-	-	-	-
7	1	1048	102	17,1	46,6
7	2	1234	128	17,7	49,8
7	3	1462	127	17,6	51,6
7	4	1533	124	14,8	38,4
7	5	1448	154	14,8	41,0
8	1	856	79	6,1	23,9
8	2	1127	134	7,5	31,1
8	3	1337	97	7,8	23,1
8	4	1594	161	17,6	47,6
8	5	1328	140	16,3	37,7

Anhang F: Experimentelle Untersuchungen zur Konkurrenz



Abb. F 1: Iversheim, NH_4NO_3 -Variante: Ausbreitung von *Bryum argenteum* zwischen *Grimmia pulvinata*



Abb. F 2: Iversheim, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante: *Collema cristatum* überwächst *Grimmia pulvinata*



Abb. F 3: Kakushöhle, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Variante: Nekrosen bei *Plagiomnium cuspidatum*



Abb. F 4: Ölberg/Blockhalde, KNO₃-Variante: *Hypnum cupressiforme* überwächst *Grimmia montana*

Tab. F 1: Geografische Lage der Untersuchungsgebiete.

Gebiet	TK25 (Nr.)	Geogr. Länge	Geogr. Breite	Höhe ü. NN [m]
Iversheim	5406	6°46'35.0''E	50°35'23.0''N	240
Kakushöhle	5405	6°39'36.0''E	50°32'45.0''N	380
Kreuzberg	5407	6°57'29.0''E	50°30'54.0''N	230
Mayschoss	5408	7°01'30.0''E	50°31'24.0''N	200
Gr. Ölberg (Blockhalde)	5309	7°14'51.0''E	50°40'54.0''N	430
Gr. Ölberg (Steinbruch)	5309	7°15'01.0''E	50°40'55.0''N	420
Perlenhardt	5309	7°15'48.0''E	50°40'26.0''N	320
Wahner Heide	5108	7°09'51.0''E	50°50'05.0''N	110

Tab. F 2: Exposition und Inklination der einzelnen Flächen.

Gebiet	Fläche	Exposition	Inklination
Iversheim	1	eben	0°
	2	110° E	50°
	3	108° E	50°
	4	98° E	48°
Kakushöhle	1	94° E	90°
	2	138° SE	71°
	3	14° N	90°
	4	150° SE	79°
Kreuzberg	1	166° S	25°
	2	164° S	25°
	3	170° S	17°
	4	150° SE	15°
Mayschoss	1	168° S	9°
	2	165° S	12°
Gr. Ölberg (Blockhalde)	1	230° SW	42°
	2	252° W	35°
	3	296° NW	23°
	4	120° SE	25°

Fortsetzung

Gebiet	Fläche	Exposition	Inklination
Gr. Ölberg (Steinbruch)	1	110° E	26°
	2	168° S	45°
	3	122° SE	63°
	4	212° SW	39°
Perlenhardt	1	17° N	85°
	2	21° N	80°
Wahner Heide	1	16° N	15°
	2	20° N	18°
	3	30° NE	15°
	4	eben	0°

Tab. F 3 a-d: Iversheim, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmetermi-
nen sowie Gesamtartenzahlen.

a) Kontrolle		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Bryum argenteum</i>	10	13	14	12	
<i>Bryum capillare</i>	37	54	51	52	
<i>Ditrichum flexicaule</i>	53	54	57	68	
<i>Grimmia pulvinata</i>	17	17	17	18	
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	75	79	80	85	
<i>Orthotrichum anomalum</i>	13	20	26	25	
<i>Schistidium crassipilum</i>	4	4	4	5	
<i>Tortella inclinata</i>	2	3	3	5	
<i>Tortula crinita</i>	43	58	67	72	
<i>Arenaria serpyllifolia</i> agg.	0	0	1	0	
<i>Festuca ovina</i> agg.	4	5	4	9	
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	0	8	0	
Artenzahl Moose	9	9	9	9	
Artenzahl gesamt	10	10	12	10	

b) (NH ₄) ₂ SO ₄		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Collema cristatum</i>	0	0	0	15	
<i>Bryum argenteum</i>	19	19	20	29	
<i>Bryum capillare</i>	0	2	6	14	
<i>Didymodon acutus</i>	0	0	0	1	
<i>Didymodon rigidulus</i>	4	3	2	3	
<i>Ditrichum flexicaule</i>	2	2	8	6	
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	45	58	61	58	
<i>Grimmia pulvinata</i>	97	96	96	98	
<i>Orthotrichum anomalum</i>	31	42	45	37	
<i>Schistidium crassipilum</i>	13	15	27	24	
<i>Tortula crinita</i>	16	23	31	34	
<i>Tortula muralis</i>	1	4	4	2	
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	0	5	0	
Artenzahl Moose	9	10	10	11	
Artenzahl gesamt	9	10	11	12	

c) KNO ₃		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Collema cristatum</i>	0	0	0	6	
<i>Bryum argenteum</i>	31	35	36	46	
<i>Bryum capillare</i>	1	0	1	3	
<i>Ceratodon purpureus</i>	2	1	0	0	
<i>Didymodon rigidulus</i>	2	4	5	5	
<i>Ditrichum flexicaule</i>	14	13	16	15	
<i>Grimmia pulvinata</i>	89	92	85	88	
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	48	64	57	52	
<i>Orthotrichum anomalum</i>	67	51	49	45	
<i>Pseudocross. hornschruch.</i>	0	3	6	7	
<i>Schistidium crassipilum</i>	14	18	17	18	
<i>Tortula crinita</i>	30	50	52	51	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0	0	2	2	
<i>Festuca ovina</i> agg.	0	0	2	1	
<i>Saxifraga tridactylites</i>	0	0	5	1	
Artenzahl Moose	10	10	10	10	
Artenzahl gesamt	10	10	13	14	

d) NH ₄ NO ₃		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Collema cristatum</i>	0	0	0	8	
<i>Bryum argenteum</i>	34	35	45	63	
<i>Bryum capillare</i>	0	0	1	6	
<i>Didymodon rigidulus</i>	12	0	1	1	
<i>Ditrichum flexicaule</i>	17	6	19	10	
<i>Grimmia pulvinata</i>	56	56	73	71	
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	31	36	59	65	
<i>Orthotrichum anomalum</i>	38	42	48	37	
<i>Pseudocross. hornschruch.</i>	0	0	3	5	
<i>Schistidium crassipilum</i>	60	72	87	86	
<i>Tortula crinita</i>	24	15	34	32	
<i>Tortula muralis</i>	0	1	0	0	
<i>Arenaria serpyllifolia</i> agg.	0	0	0	3	
<i>Festuca ovina</i> agg.	0	0	0	1	
Artenzahl Moose	8	8	10	10	
Artenzahl gesamt	8	8	10	13	

Anhang F

Tab. F 4 a-d: Kakushöhle, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmeterminen sowie Gesamtartenzahlen.

a) Kontrolle		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Anomodon viticulosus</i>	96	96	97	98	
<i>Fissidens dubius</i>	0	1	2	3	
<i>Metzgeria furcata</i>	31	36	38	44	
<i>Neckera complanata</i>	71	77	79	76	
<i>Porella platyphylla</i>	29	33	27	31	
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	12	13	17	16	
<i>Geranium robertianum</i> agg.	2	3	2	2	
<i>Lamium galeobdolon</i> agg.	0	0	0	1	
<i>Oxalis acetosella</i>	0	3	4	2	
Artenzahl Moose	5	6	6	6	
Artenzahl gesamt	6	8	8	9	

b) (NH ₄) ₂ SO ₄		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Anomodon viticulosus</i>	24	28	29	17	
<i>Eurhynchium crassinervium</i>	29	29	36	33	
<i>Fissidens dubius</i>	0	2	2	1	
<i>Homalothecium sericeum</i>	6	7	10	9	
<i>Metzgeria furcata</i>	5	18	26	25	
<i>Neckera complanata</i>	1	1	2	2	
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	60	68	75	71	
<i>Plagiomnium undulatum</i>	4	3	6	7	
<i>Porella platyphylla</i>	1	4	1	1	
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	69	75	83	79	
<i>Geranium robertianum</i> agg.	3	14	4	0	
<i>Lamium galeobdolon</i> agg.	1	0	0	0	
<i>Oxalis acetosella</i>	8	14	21	5	
Artenzahl Moose	9	10	10	10	
Artenzahl gesamt	12	12	12	11	

c) KNO ₃		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Anomodon viticulosus</i>	10	12	12	12	
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0	0	4	4	
<i>Fissidens dubius</i>	0	0	2	1	
<i>Homalothecium sericeum</i>	18	20	24	23	
<i>Metzgeria furcata</i>	39	33	43	47	
<i>Neckera complanata</i>	68	67	81	78	
<i>Plagiomnium undulatum</i>	0	0	0	1	
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	68	65	74	73	
<i>Oxalis acetosella</i>	0	0	0	1	
Artenzahl Moose	5	5	7	8	
Artenzahl gesamt	5	5	7	9	

d) NH ₄ NO ₃		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
<i>Anomodon viticulosus</i>	61	75	75	65	
<i>Homalothecium sericeum</i>	79	77	99	98	
<i>Metzgeria furcata</i>	43	73	66	68	
<i>Neckera complanata</i>	48	54	57	57	
<i>Thamnobryum alopecurum</i>	4	3	8	8	
Artenzahl Moose	5	5	5	5	
Artenzahl gesamt	5	5	5	5	

Tab. F 5 a-d: Kreuzberg, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmeterminen sowie Gesamtartenzahlen.

a) Kontrolle		Datum		
Taxon	5/00	11/00	5/01	
<i>Cladonia foliacea</i>	0	11	7	
<i>Cladonia furcata</i>	7	20	18	
<i>Cladonia rangiferina</i>	0	0	1	
<i>Grimmia trichophylla</i>	2	2	2	
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	6	5	9	
<i>Polytrichum piliferum</i>	45	60	62	
<i>Racomitrium elongatum</i>	99	100	96	
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	99	98	93	
Artenzahl Moose	5	5	5	
Artenzahl gesamt	6	7	8	

b) (NH ₄) ₂ SO ₄		Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01	
Brauner Lamellenpilz	0	3	0	0	
<i>Cladonia foliacea</i>	17	23	33	44	
<i>Cladonia furcata</i>	1	8	6	6	
<i>Cladonia subulata</i>	1	1	1	0	
<i>Ceratodon purpureus</i>	3	1	3	4	
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	6	7	12	19	
<i>Polytrichum piliferum</i>	50	47	45	53	
<i>Racomitrium elongatum</i>	100	98	100	87	
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	75	80	82	76	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0	0	5	11	
<i>Rumex acetosella</i>	7	27	38	63	
Artenzahl Moose	5	5	5	5	
Artenzahl gesamt	9	10	10	9	

c) KNO ₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Cladonia foliacea</i>	0	0	1	1
<i>Cladonia furcata</i>	0	1	1	3
<i>Cladonia rangiferina</i>	2	4	2	2
<i>Ceratodon purpureus</i>	5	4	6	2
<i>Polytrichum piliferum</i>	59	59	52	57
<i>Racomitrium elongatum</i>	100	100	100	100
<i>Racomitrium heterostichum</i>	2	2	2	2
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	75	77	79	74
<i>Deschampsia flexuosa</i>	2	4	5	9
<i>Rumex acetosella</i> agg.	10	49	50	73
Artenzahl Moose	5	5	5	5
Artenzahl gesamt	8	9	10	10

d) NH ₄ NO ₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Cladonia furcata</i>	22	37	19	26
<i>Cladonia rangiferina</i>	26	31	26	36
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	0	0	6
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	0	0	1	1
<i>Pohlia nutans</i>	0	0	0	1
<i>Polytrichum piliferum</i>	10	14	12	26
<i>Racomitrium elongatum</i>	97	99	85	86
<i>Racomitrium heterostichum</i>	2	2	3	1
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	93	92	84	90
<i>Deschampsia flexuosa</i>	0	0	0	6
<i>Hieracium pilosella</i>	1	1	0	0
<i>Rumex acetosella</i> agg.	5	21	39	67
Artenzahl Moose	4	4	5	7
Artenzahl gesamt	8	8	8	11

Tab. F 6 a-b: Mayschoss, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmeterminen sowie Gesamtartenzahlen.

a) (NH ₄) ₂ SO ₄	Datum		
Taxon	5/00	11/00	5/01
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	50	86	87
<i>Polytrichum piliferum</i>	30	40	30
<i>Racomitrium elongatum</i>	55	67	47
<i>Rhytidium rugosum</i>	78	66	52
<i>Scleropodium purum</i>	1	5	12
<i>Bromus sterilis</i>	0	22	13
<i>Hieracium spec.</i>	0	1	0
<i>Sedum album</i>	37	28	11
Artenzahl Moose	5	5	5
Artenzahl gesamt	6	8	7

b) KNO ₃	Datum		
Taxon	5/00	11/00	5/01
Brauner Lamellenpilz	0	2	0
<i>Cladonia pyxidata</i>	1	6	5
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	1	0
<i>Hypnum cup. var. lacu.</i>	76	84	89
<i>Polytrichum piliferum</i>	42	53	49
<i>Racomitrium elongatum</i>	88	94	99
<i>Rhytidium rugosum</i>	61	49	59
<i>Sedum album</i>	3	14	21
<i>Sedum rupestre</i>	4	2	5
Artenzahl Moose	4	5	4
Artenzahl gesamt	7	9	7

Tab. F 7 a-d: Ölberg/Blockhalde, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmeterminen sowie Gesamtartenzahlen (Artenzahlen ohne *Grimmia spec.*).

a) Kontrolle	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Grimmia hartmanii</i>	60	52	42	46
<i>Grimmia montana</i>	85	74	62	61
<i>Grimmia trichophylla</i>	31	32	26	29
<i>Grimmia spec. (juv.)</i>	0	0	0	12
<i>Hypnum cupressiforme</i>	42	53	40	50
<i>Racomitrium heterostichum</i>	3	3	4	5
Artenzahl Moose	5	5	5	5

b) (NH ₄) ₂ SO ₄	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Grimmia hartmanii</i>	92	90	94	95
<i>Grimmia montana</i>	36	51	44	46
<i>Grimmia trichophylla</i>	37	30	24	24
<i>Grimmia spec. (juv.)</i>	0	0	0	6
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0	0	1	5
<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	1	1	0	2
<i>Racomitrium heterostichum</i>	12	13	13	15
Artenzahl Moose	5	5	5	6

c) KNO ₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Ceratodon purpureus</i>	8	9	9	12
<i>Grimmia hartmanii</i>	72	73	72	76
<i>Grimmia montana</i>	77	72	74	70
<i>Hypnum cupressiforme</i>	11	23	29	45
<i>Pohlia nutans</i>	0	2	2	2
<i>Racomitrium heterostichum</i>	18	13	13	15
Artenzahl Moose	5	6	6	6

d) NH ₄ NO ₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	1	1	1
<i>Dicranum montanum</i>	2	0	0	0
<i>Grimmia hartmanii</i>	57	55	55	56
<i>Grimmia montana</i>	47	40	29	20
<i>Grimmia spec. (juv.)</i>	0	0	0	11
<i>Hypnum cupressiforme</i>	40	54	33	48
<i>Racomitrium heterostichum</i>	29	27	12	7
Artenzahl Moose	5	5	5	5

Tab. F 8 a-d: Ölberg/Steinbruch, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmetermen sowie Gesamtartenzahlen.

a) Kontrolle	Datum		
Taxon	5/00	11/00	5/01
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	1	1
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	0	0	1
<i>Dicranum scoparium</i>	18	23	27
<i>Hypnum cupressiforme</i>	99	97	98
<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	2	4	9
<i>Racomitrium fasciculare</i>	3	4	4
<i>Sanionia uncinata</i>	23	27	28
Artenzahl Moose	5	6	7

b) (NH ₄) ₂ SO ₄	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Dicranum scoparium</i>	0	0	0	3
<i>Hypnum cupressiforme</i>	100	100	100	97
<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	46	44	46	40
<i>Sanionia uncinata</i>	5	2	3	1
Artenzahl Moose	3	3	3	4

c) KNO ₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Brachythecium populeum</i>	0	0	4	9
<i>Ceratodon purpureus</i>	0	1	1	4
<i>Grimmia pulvinata</i>	2	2	2	3
<i>Hypnum cupressiforme</i>	67	94	99	100
<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	46	56	62	60
<i>Racomitrium heterostichum</i>	2	3	5	5
<i>Schistidium crassipilum</i>	3	3	6	6
Artenzahl Moose	5	6	7	7

d) NH ₄ NO ₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Hypnum cupressiforme</i>	91	97	100	100
<i>Lophocolea bidentata</i>	8	31	22	38
<i>Plagiothecium succulentum</i>	0	0	1	3
<i>Ptychomitrium polyphyllum</i>	10	7	16	17
<i>Racomitrium fasciculare</i>	32	35	40	35
<i>Racomitrium heterostichum</i>	0	0	1	1
<i>Sanionia uncinata</i>	21	25	29	23
Artenzahl Moose	5	5	7	7

Tab. F 9 a-b: Perlenhardt, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmetermen sowie Gesamtartenzahlen.

a) (NH ₄) ₂ SO ₄	Datum		
Taxon	5/00	11/00	5/01
<i>Aulacomnium androgynum</i>	62	62	67
<i>Hypnum cupressiforme</i>	92	96	100
<i>Mnium hornum</i>	41	43	42
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	0	2	5
<i>Pohlia nutans</i>	0	8	13
Artenzahl Moose	3	5	5

b) NH ₄ NO ₃	Datum		
Taxon	5/00	11/00	5/01
<i>Atrichum undulatum</i>	56	57	55
<i>Aulacomnium androgynum</i>	1	1	4
<i>Brachythecium rutabulum</i>	26	29	39
<i>Bryum subelegans</i>	1	2	5
<i>Dicranum scoparium</i>	2	2	1
<i>Hypnum cupressiforme</i>	92	100	100
<i>Mnium hornum</i>	42	39	41
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	38	53	71
<i>Rhizomnium punctatum</i>	0	1	1
Artenzahl Moose	8	9	9

Tab. F 10 a-d: Wahner Heide, Frequenzen der Arten zu den einzelnen Aufnahmetermen sowie Gesamtartenzahlen.

a) Kontrolle	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Campylopus introflexus</i>	0	0	1	0
<i>Dicranum scoparium</i>	76	79	76	81
<i>Hypnum jutlandicum</i>	0	2	7	10
<i>Pleurozium schreberi</i>	55	59	55	60
<i>Polytrichum juniperinum</i>	60	60	59	54
<i>Calluna vulgaris</i>	31	38	41	46
<i>Deschampsia flexuosa</i>	4	5	11	12
Artenzahl Moose	3	4	5	4
Artenzahl gesamt	5	6	7	6

b) (NH₄)₂SO₄	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Dicranum scoparium</i>	80	90	94	98
<i>Pleurozium schreberi</i>	60	61	68	51
<i>Polytrichum formosum</i>	25	24	32	16
<i>Polytrichum juniperinum</i>	33	17	20	16
<i>Aira praecox</i>	2	0	0	0
<i>Calluna vulgaris</i>	45	40	42	67
<i>Deschampsia flexuosa</i>	9	3	6	3
<i>Rumex acetosella</i>	24	29	31	8
Artenzahl Moose	4	4	4	4
Artenzahl gesamt	8	7	7	7

c) KNO₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Dicranum scoparium</i>	33	52	68	67
<i>Hypnum jutlandicum</i>	0	0	5	17
<i>Pleurozium schreberi</i>	93	99	100	100
<i>Polytrichum formosum</i>	5	6	7	10
<i>Polytrichum juniperinum</i>	55	42	36	29
<i>Scleropodium purum</i>	0	0	7	13
<i>Aira praecox</i>	3	0	0	0
<i>Calluna vulgaris</i>	56	66	74	89
<i>Deschampsia flexuosa</i>	6	5	10	10
<i>Rumex acetosella</i> agg.	3	23	27	16
Artenzahl Moose	4	4	6	6
Artenzahl gesamt	8	7	9	9

d) NH₄NO₃	Datum			
Taxon	5/00	11/00	5/01	11/01
<i>Cladonia coniocraea</i>	6	2	2	1
<i>Cladonia fimbriata</i>	4	2	0	0
<i>Ceratodon purpureus</i>	3	1	0	0
<i>Dicranum scoparium</i>	52	56	73	66
<i>Hypnum jutlandicum</i>	0	0	0	1
<i>Pleurozium schreberi</i>	66	76	86	79
<i>Polytrichum juniperinum</i>	24	28	23	25
<i>Scleropodium purum</i>	11	52	55	69
<i>Calluna vulgaris</i>	40	64	75	85
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1	3	5	6
<i>Rumex acetosella</i>	0	0	1	0
Artenzahl Moose	5	5	4	5
Artenzahl gesamt	9	9	8	8

